# ***Forum Rotwild Werra – Fulda***

**Die Mitglieder des "Forum R W-F" tragen zusätzlich in verschiedenen ehrenamtlichen Funktionen Verantwortung für 4 Hegegemeinschaften Nordhessens. Diese 4 Hegegemeinschaften stehen für ca. 190.000 ha Rotwildgebiet und, ausweislich der Streckenstatistik des Landes Hessen, für ca. 30% der hessischen Rotwildstrecke (JJ 21/22 2466 Stück von 7949).**
**Wir führen daher Wissen, Erfahrung sowie den Wunsch nach Veränderung und Dialog der Rotwildgebiete Riedforst mit 56.000 ha, Meißner-Kaufunger Wald mit 37.000 ha, Knüll mit 53.000 ha und vom Seulingswald mit 43.000 ha zusammen.**

Ministeriumsgespräch im Hessischen Landtag in Wiesbaden
Ingmar Jung – Minister LuUWFJuH, Michael Ruhl - Staatssekretär,
Boris Rhein - Ministerpräsident

**Die Evaluierung der hessischen Schalenwildrichtlinie ist sehr zeitnah geboten, doch auch weitergehende Themen rund um das Rotwild sollten kritisch hinterfragt werden!**
Die Hessische Schalenwildrichtlinie ist dringend überarbeitungsbedürftig! In ihrer jetzigen Fassung gefährdet sie das Überleben des Rotwildes in Hessen. Durch die Flexibilisierung der Abschusskriterien wurde das Ziel der zügigen Bestandsreduktion unmittelbar gefördert. Nun sollte die geplante Weiterentwicklung hin zu Qualitätszielen, v.a. im Hinblick auf die Genetik, kurzfristig umgesetzt werden. Die Abschussergebnisse der vergangenen 4 Jahre u.a. in der Hegegemeinschaft Riedforst haben uns gezeigt, dass in der o.g. Richtlinie und darüber hinaus beachtliche Problemfelder existieren. In den nachfolgend genannten Punkten sind Veränderungen dringend angeraten, die einen gesetzlichen oder zumindest ordnungspolitischen Rahmen benötigen.

## 1. Genetische Verarmung des Rotwildes als drängendes Problem im Rahmen der Biodiversität verhindern

Die Berücksichtigung der neusten wissenschaftlichen Erkenntnisse über die Genetik ist der entscheidende Schlüssel zum Erhalt eines gesunden Rotwildbestandes.
Eine ausreichende genetische Vielfalt ermöglicht es dem Rotwild, auf die Veränderungen der Umweltbedingungen angemessen reagieren zu können. An dieser Stelle kann man Prof. Reiner (Arbeitskreis Wildbiologie der Justus-Liebig-Universität Gießen) zitieren, er schreibt: *"Die hessische Schalenwildrichtlinie ... beschneidet damit nachhaltig die genetische Vielfalt der Populationen."* Wissenschaftlich nachgewiesen ist, dass sich die Populationen in einem kritischen genetischen Zustand befinden, dies zeigt sich bereits an ersten genetischen Missbildungen.
Es sollten grundsätzlich die wildbiologischen Experten angehört werden. Vor allem ist dies Prof. Reiner (Universität Gießen), aber auch Prof. Herzog, Hochschuldozent für Wildökologie und Jagdwirtschaft an der Technischen Universität Dresden (als Wildbiologe und Forstmann, hat er auch die forstwirtschaftliche Seite im Blick) sowie Prof. Balkenhol (Georg-August Universität Göttingen) und Andreas Kinser von der Deutschen Wildtierstiftung. Alle genannten Personen befassen sich aktuell mit der Biologie, dem Verhalten und dem Lebensraum des Rotwildes.
Im Hinblick auf den Erhalt der Biodiversität steht das Rotwild auf der gleichen Stufe wie ein klimastabiler Wald und ist in der gleichen Wertigkeit zu erhalten und zu fördern. Die neu eingerichtete „Wildbiologische Forschungsstelle“ beim HLNUG in der Abteilung Naturschutz-Zentrum für Artenvielfalt (geleitet von Frau Dr. Westekemper) könnte sich hier ebenfalls sehr zielführend einbringen. Unser Wunsch wäre eine enge Zusammenarbeit mit Hegegemeinschaften und Sachkundigen.

## 2. Rotwildgebiete vernetzen, Wandermöglichkeiten verbessern

Die Wandermöglichkeiten besonders der für den Genaustausch wichtigen jüngeren Hirsche zwischen den Rotwildgebieten, müssen dringend verbessert werden, um die Vernetzung der Rotwildgebiete zu erhalten und zu fördern. Dafür benötigen wir u.a.
a. die Aufnahme von wildbiologisch abgesicherten Fernwechseln in die Raumplanung, um neue Wanderungshindernisse bei Planung von Infrastrukturmaßnahmen zu vermeiden.
b. die Entschärfung vorhandener Wanderungshindernisse wie Autobahnen und Landstraßen durch Querungsmöglichkeiten z.B. Grünbrücken, wildfreundliche Gestaltung von Tunnelrücken und großen Talbrücken, damit das Wild dort wechseln kann. Die Teilung des Rotwildgebietes „Knüll“ wäre hier ein mahnendes Beispiel aus unserer Region, weshalb hier eine Wildbrücke über die A7 eine entscheidende Entschärfung bedeuten würde.
c. jagdrechtliche Maßnahmen zur Verbesserung der Wandermöglichkeiten, wie vor allem ein strenges Verbot der Jagd auf Spießer und Hirsche in rotwildfreien Gebieten oder auch die Ausweisung von gesicherten Wechselkorridoren durch die rotwildfreien Gebiete.

## 3. Jagdzeiten der Wildbiologie anpassen

In diesem Zusammenhang muss auch die Jagd auf Schmaltiere und Spießer im April hinterfragt werden. Die Apriljagd ist als "Nachwinterjagd" wildbiologisch bedenklich, da sie das Wild in einer Phase hohen Nahrungsbedarfs in die Dickungen verbannt und die Zunahme von Schälschäden geradezu provoziert. Es ist die Jahreszeit, in der der Stoffwechsel der Tiere einen erhöhten Nahrungsbedarf erfordert.
Die Mai-Jagd als Jagd in der Setzzeit ist ohnehin problematisch. Es kann als sicher gelten, dass sich sog. "einzeln ziehende" Schmaltiere und Schmalspießer immer in der Nähe des Mutteralttieres aufhalten, das die vorjährigen Kälber nur für die Zeit des Setzens abgeschlagen hat, bis sich das Kernrudel (Alttier, Kalb, Schmaltier oder Schmalspießer) wieder zusammenfindet.
Vor allem aber fördert die Jagd im April/Mai die Überbejagung der Spießer, da rotwildunerfahrene Jäger und Jägerinnen, die sicher einen wesentlichen Anteil des Rotwildabschusses tätigen, immer bevorzugt Spießer erlegen werden, in der Furcht ein Alttier, statt eines Schmaltieres zu erlegen.

## 4. Abschussgestaltung der Altersklassen im Rahmen der zu überarbeitenden Schalenwildrichtlinie weiterentwickeln

Die Überbejagung der Spießer und Schmaltiere (Jugendklasse) darf so nicht weitergehen. Hier sollten die Jagdbehörden, Sachkundigen und Hegegemeinschaften mehr Handlungsmöglichkeiten bekommen, um eine Abschussbegrenzung der Spießer im laufenden Jagdjahr umzusetzen. Ein weiterer von uns bevorzugter Vorschlag wäre es, die Jugendklassen wieder aufzulösen und zwischen Kälbern und einjährigen Stücken im Abschussplan zu unterscheiden. Eine individuelle Abschussanalyse der Zahlen im Riedforst von Prof. Reiner liefert hierzu klare Argumente (s. Anlage). Auch die Jagddatenanalyse von Frau Dr. Thiel-Egenter anlässlich des Symposiums „Wildtiermanagement“ (2023) Hessen Forst beziffert einen zu hohen Abschuss bei den Spießern.

## 5. Aktive Bejagung von Hirschen der Klasse 2 einstellen

Hirsche der Klasse 2 sollten nicht gezielt bejagt werden! Außerdem sind es gerade die Hirsche im Alter von 6 bis 10 Jahren, die am aktivsten an der Brunft teilnehmen, also für die Weitergabe der genetischen Erbinformationen innerhalb der Rotwildpopulation die höchste Bedeutung haben. Der Pool dieser Hirsche muss nach aktuellen wildbiologischen Erkenntnissen grundsätzlich der Populationsdichte des weiblichen Wildes entsprechen, damit eine große Genvielfalt erhalten bleibt. Positive Folgen sind dann u.a. kleine Brunftrudel, wechselnde Platzhirsche und eine kurze Dauer der Brunft (siehe auch hier: Abschussanalyse von Prof. Reiner zu den Abschusszahlen im Riedforst). Mangelnde Sanktionierung führte zu einem Laissez-faire-Effekt und verschiebt die Altersstruktur ungünstig.

## 6. Vom Bekenntnis der tierschutzgerechten Jagd hin zur glaubhaften Umsetzung

Besonders bei Bewegungsjagden mit Einsatz von Stöberhunden sind verbindliche Standards des Tierschutzes, hier v.a. des **Muttertierschutzes**, festzulegen.
Ein wesentlicher Kritikpunkt unsererseits ist hierbei die Jagd auf einzeln ziehende Alttiere (**Muttertierschutz)** bei Bewegungsjagden mit Stöberhunden. Die umfangreichen wissenschaftlichen Untersuchungen von Hettrich & Hohmann (2018), Simon & Lang (2019) sowie Simon (2021) zeigen deutlich, dass beim Abschuss eines vermeintlich einzelnen Alttieres oft das Kalb vom Muttertier durch Hunde getrennt wurde oder aus dem Schutzgedanken heraus bewusst in der Deckung zurückgelassen wurde. Oft ist auch die Zuordnung Tier-Kalb in flüchtenden Rudeln problematisch und führt zu Fehlabschüssen. Das Fehlerrisiko, ein führendes Alttier zu erlegen, liegt daher in diesen Fällen bei bis zu 40% und wird bisher auf die Entscheidung des Schützen abgewälzt. Eine tierschutzgerechte Jagd dürfte die Alttierjagd auf einzeln ziehende Alttiere bei Bewegungsjagden jedoch gar nicht erst erlauben! Ohne verbindliche Vorschriften vom Gesetzgeber steht diese Jagd im kritischen Blick von Tierschutzorganisationen.
Viele Tierarten, unter anderem auch das Rotwild, reduzieren zu Beginn der Wintersonnenwende den Stoffwechsel deutlich (Prof. Arnold 2016, ehemaliger Leiter des Forschungsinstituts für Wildtierkunde und Ökologie, Universität Wien). Hierbei ist es zunächst unerheblich, ob eine Schneelage herrscht oder nicht. Das Rotwild stellt sich auf rohfaserreiche und energiearme Nahrung um. Bewegungsjagden mit Hundeeinsatz in dieser Zeit beziffert Prof. Arnold mit einem längerfristig um 30 % höheren Energiebedarf (1.Rotwildforum in Freudenstadt 2016), den das Wild nur schwer decken kann, was wiederum zu höheren Waldwildschäden führt. Eine klare Regelung zum Unterlassen von Bewegungsjagden mit Hundeeinsatz in Rotwildgebieten im Januar wäre ein wichtiger Schritt in Richtung tierschutzgerechter Jagd.

Auch der respektvolle Umgang mit dem Wild vor und nach der Jagd ist von großer Bedeutung. Der nichtjagenden, ländlichen Bevölkerung sind Strecken einer bestimmten Größenordnung nur schwer zu vermitteln. Eine solche Art zu jagen, ist mit dem Grundsatz des Respekts vor der Kreatur unvereinbar und gefährdet langfristig das Ansehen und die Akzeptanz der Jagd insgesamt als eine Form der nachhaltigen Landnutzung.

7. **Stärkung der Bedeutung der Hegegemeinschaften:**
   - **Nachtjagd auf Schwarzwild an Kerneinständen kritisch hinterfragen**
   - **Lebensraumverbessernde Maßnahmen erweitern und konkretisieren**
   - **Jagdliche Zonierungsmodelle etablieren**

Keine **Nachtjagd** auf Schwarzwild an den Kerneinständen des Rotwildes. Hierzu gehören auch Feldbereiche, wo das Rotwild nachts zur Äsung austritt. Keine Kirrungen in solchen Revierteilen. Dies kann u.E. „nur“ eine Empfehlung in den Hegegemeinschaften sein, da dies kaum nachhaltig zu kontrollieren ist.

Bei hohen Wildschäden muss die **Lebensraumverbesserung** verbindlich in die Schalenwildrichtlinie aufgenommen werden und das nicht nur als "Kann-Bestimmung“. Die Umsetzung solcher Maßnahmen sollte mit einer Nachweispflicht verbunden werden. Wildwiesen und Äsungsschneisen, aber auch Jagdschneisen im Wald sollten so gepflegt werden, dass sie auch anderen, nicht jagdbaren Tierarten (Haselmaus, Kreuzotter etc.), als Lebensraum dienen können. Mulchen durch Mähen zu ersetzen, würde dies zusätzlich fördern und zur Erhöhung der Biodiversität beitragen. Zusätzlich zu Wildäsungsflächen im Wald könnten auch Wildacker für das Rotwild im Feld oder z.B. Prossholzflächen im Wald angelegt werden. Die Jagd muss auf solchen Flächen ruhen.

Die Hegegemeinschaften sollten in großräumigen Teilbereichen verpflichtende **Zonierungsmodelle** einführen dürfen. Als gutes Beispiel kann das Zonierungsmodell (Push & Pull-Prinzip) von Prof. Balkenhol (Georg-August Universität Göttingen, „Evidenzbasiertes Rotwildmanagement in Deutschland“) genannt werden, welches bei Hessen-Forst mit Wildruhezonen, Intervalljagd und Schwerpunktbejagung bereits umgesetzt wird.
Alle Maßnahmen, die den Jagddruck großflächig senken und gleichzeitig den Jagddruck in die Schadensschwerpunkte lenken, tragen zur Minderung von Waldwildschäden bei. Wildruhezonen tragen außerdem zum Wohlbefinden des Wildes bei und ermöglichen es dem Rotwild, seinem natürlichen Lebensrhythmus zu folgen.
Wünschenswert wäre eine enge Abstimmung zwischen den Regiejagdflächen von Hessen Forst und den privaten Jagdbezirken (GJB u. EJB).
Der Landesbetrieb sollte eine Vorbildfunktion zum Erhalt lebensraumangepasster und wildbiologisch überlebensfähiger Rotwildbestände annehmen. Es muss möglich bleiben, dass diese Wildart im öffentlichen Wald erlebbar bleibt und eine ihrer Art angemessene Lebensweise verfolgen kann. Das Rotwild zählt zum Kulturgut unseres Landes.

8. **Frühjahrsbestandsermittlung über die derzeitige Rückrechnung hinterfragen**

Die aktuelle Rückrechnungsmethodik muss kritisch diskutiert werden. Aus unserer Erfahrung ergeben sich seit Einführung der Schalenwildrichtlinie bei stark steigenden und stark fallenden Abschussergebnissen deutliche Widersprüche der vorliegenden Zahlen.
Trotz z.T. drastischer Untererfüllung der geforderten und auch der genehmigten Soll-Zahlen sinken die ausgewiesenen Frühjahrsbestände. Dies ist nicht durch die Geschlechterverhältnisse zu erklären. Zusätzlich muss transparent gemacht werden, wie sich Fehler bei der Datenerhebung auswirken, wenn das Alter von erlegten Stücken nicht korrekt angegeben wird.
Weiterhin sollten die Diskrepanzen zwischen den Ergebnissen von Befliegungen mit Wärmebildtechnik und der Rückrechnung wissenschaftlich geklärt werden. In welchem konkreten Verhältnis soll der Einfluss von Befliegungen auf die Abschussplanung einfließen? Abweichende Ergebnisse zu den bisherigen Zahlen aus den Rückrechnungen führen zu Konflikten.

## 9. Gemeinsames Verständnis von Waldbesitzern, Landwirten und Jägern fördern

- **Waldschäden transparent machen**
- **Herausforderung von sinkenden Jagdwerten**

Wir haben großes **Verständnis für die Sorgen der Waldbesitzer**, möchten jedoch auch darauf hinweisen, dass Jagd und Waldbesitz grundsätzlich voneinander unabhängige Rechtskreise aus dem Eigentumsrecht sind. Da das Jagdrecht an Grund und Boden gebunden ist, ist ein gerechter Interessensausgleich zu fordern! Dabei muss das Rotwild in ausreichend großen Populationen leben und seinem natürlichen und artspezifischen Lebensrhythmus folgen können. Die neusten Erkenntnisse der Wildbiologie müssen stärker Berücksichtigung finden, um die Komplexität dieses Themas zu berücksichtigen.

Auch wenn der öffentliche Waldbesitz bereits einen Schälschaden von 20%
(0,5% Buche, 1% Fichte) im Gesamtbestand akzeptiert (siehe Schälschadenserhebung Hessen-Forst), möchten wir darauf hinweisen, dass die Politik der Landwirtschaft auch die Schäden durch Grau-, Nil- und Kanadagänse ohne Recht auf Entschädigung zumutet. Die Schäfer und Tierhalter müssen (bisher) mit dem Wolf allein durch passive Abwehrmaßnahmen zurechtkommen, auch wenn dies viele Betriebe gerade im Mittelgebirge, Hüte Schäfereien usw. in Existenznot bringt. Auch die Fischer müssen mit dem Kormoran leben und die Landwirte sowie die Wasserwirtschaft mit dem Biber.

Zusätzlich erfolgt an dieser Stelle unser Hinweis, dass Rotwildreviere meist eine höhere Jagdpacht erbringen, die oft unmittelbar in den dörflichen Gemeinschaften verbleibt und meist für Zwecke des Allgemeinwohls ausgegeben wird. Die drastische Reduktion des Rotwildes und dadurch bedingt das Ausscheiden vieler Reviere aus der aktiven Rotwildjagd führt zu **sinkenden Pachtpreisen**, die nicht lokal kompensiert werden können und somit die Wertschöpfung im ländlichen Raum einschränken.

## 10. Berücksichtigung des Faktors Wolf beim Bestandsmanagement

Die Hegegemeinschaften sollten ermächtigt werden, den Einfluss des Spitzenprädator Wolf in ihre Schalenwildabschussplanungen einzubeziehen. Es muss ein Faktor entwickelt und festgesetzt werden, welchen Einfluss zumindest gesichert festgestellte Wolfspopulationen auf den Bestand Ihrer Beutetiere haben. Rotwildgroßrudel, die schwer zu bejagen sind, örtliche Bestandsverschiebungen und die mengenmäßige Reduktion des Rotwildes, erschweren Jagd- und Bestandskonzepte erheblich.

**Fazit**

Das Rotwild, der Europäische Rothirsch (*Cervus elaphus*), ist in den letzten Jahren auch in Hessen in Bedrängnis geraten und droht zu einem Fall für den Artenschutz zu werden. Die Ursachen hierfür sind vielfältig. Der Lebensraum der großen Wildtiere schrumpft kontinuierlich durch die Ansprüche der Industriegesellschaft, aber auch durch den zunehmenden Wunsch der Menschen, Erholung in der Natur zu suchen.

Hierdurch, aber auch durch administrative Vorgaben, wie der Einteilung der Landesfläche in Rotwildgebiete und rotwildfreie Gebiete, kommt es zu einer Verinselung der Populationen mit einer inzwischen evidenten Gefahr der bedrohlichen, genetischen Verarmung. Hinzu kommt eine durch lokal steigende Bestände und die klimabedingten Waldschäden der letzten Jahre verstärkte Fokussierung auf die durch das Rotwild verursachten Waldwildschäden. Die zunehmende Einengung der Diskussion auf das Rotwild als „Waldschädling“ wird der ökologischen Gesamtbedeutung dieser größten, freilebenden Tierart Mitteleuropas für das Funktionieren der Waldökosysteme nicht gerecht und vernachlässigt den Beitrag des Rotwildes für die Artenvielfalt (Biodiversität) im Wald.

Darüber hinaus haben problematische Vorgaben zur Abschussplanung, die wildbiologische Erkenntnisse nur ungenügend berücksichtigen, wie die aktuell geltende Schalenwildrichtlinie, die Situation weiter verschärft. Im Rahmen der Bestandsreduktion kam es in den letzten Jahren, stellenweise zu einer – von einem Teil der ländlichen Bevölkerung so empfundenen – Verrohung der Jagdmethoden und dem Eindruck, dass auch im Landeswald diesen Tendenzen nicht mit genügendem Nachdruck entgegengewirkt wird.

Langfristig muss es das Ziel sein, dem Rotwild in Hessen eine gute Überlebensperspektive in ausreichend großen Beständen zu sichern, die diesem faszinierenden Wildtier ein artgerechtes Leben ermöglichen und weiterhin eine nachhaltige, jagdliche Nutzung der Bestände als Beitrag zur Wertschöpfungskette im ländlichen Raum möglich machen.

**Für das Forum Rotwild Werra - Fulda**

*Jürgen Goldmann* *Thomas Nill* *Christoph Dippel*

*Dr. Jörg Brauneis* *Ernst-Wilhelm Kalden* *Iris Beisheim*

*Dr. Wilhelm von Trott zu Solz* *Harald Rössing* *Jürgen Goebel*

*Gerhard Becker* *Dr. Michael Vockenberg* *Hans Kruhm*

*Klaus Engelhardt* *Markus Reichhardt*

*Prof. Dr. Ludwig Georg Braun*

Wir bitten höflich um eine Rückmeldung darüber, welche unserer Anregungen für Sie in welcher Art und Weise und in welchem Zeitraum umsetzbar sind. Für Rückfragen und weitere Gespräche stehen wir gerne zur Verfügung!

# Die Bedeutung der Reduktion des Abschusses männlichen Rotwildes zur erfolgreichen Bestandsreduktion bei Erhalt der genetischen Vielfalt

Gerald Reiner und Julian Laumeier

Arbeitskreis Wildbiologie der Justus-Liebig-Universität Gießen

## Datenlage

Zur Bewertung der Auswirkungen der veränderten jagdlichen Umsetzung ab 2019 wurde ein vereinfachtes Modell simuliert. Es baut auf den Abschusszahlen aus der Rotwildhegegemeinschaft Riedforst auf (Tabelle 1a und b). Aus den Tabellen wird ersichtlich, dass ab 2019 das zuvor geübte Verhältnis Spießer : Schmaltier von 44,8:55,2 auf 56,3:43,7 angehoben wurde.

Eine Übersicht über die Entwicklung des Anteils Spießern an der Jugendklasse (Schmaltier und Spießer) im Riedforst zeigt Abb. 1.

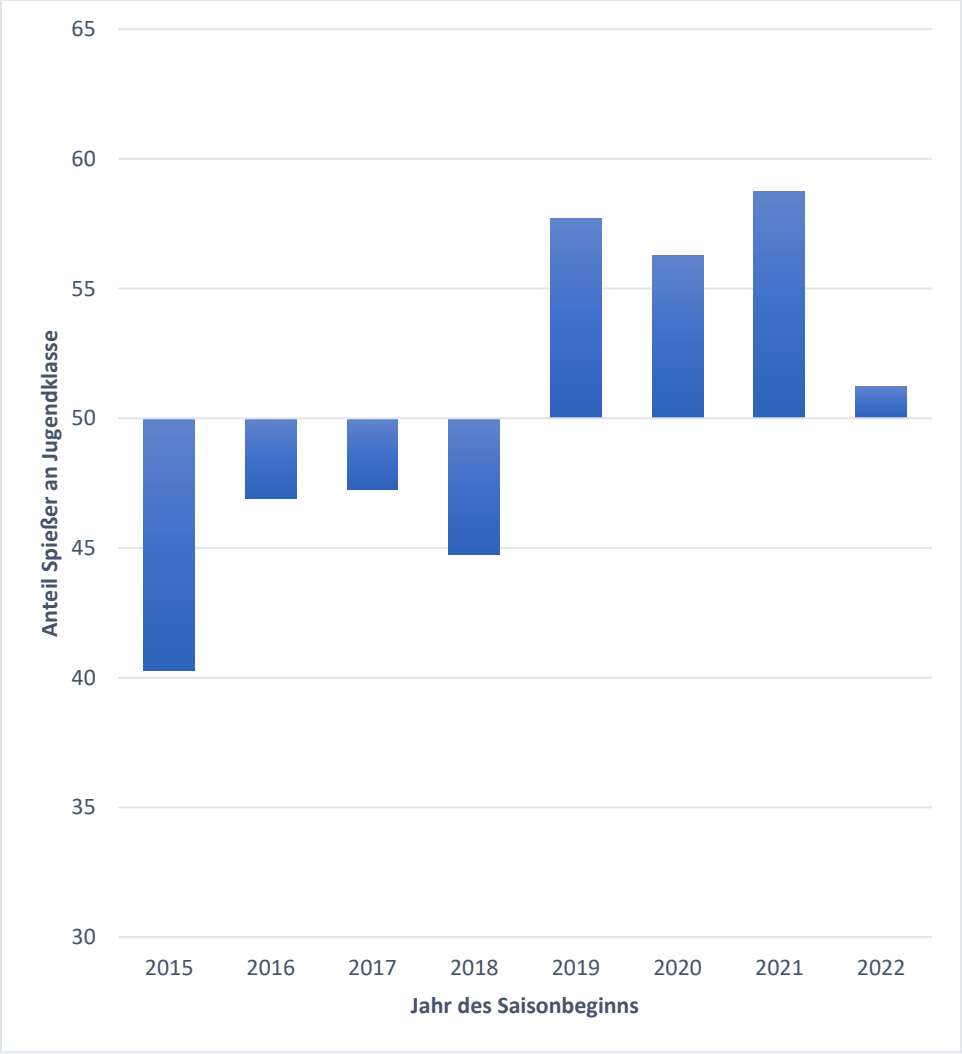



**Abb. 1:** Anteil der Spießer an der Jugendklasse von 2015 bis 2022 im Riedforst. Der Unterschied zwischen der Zeit bis 2018 und ab 2019 ist frappierend und statistisch signifikant.

## Tabelle 1a: Gesamtabschuss RG Riedforst von 2019 bis 2022 (neue Abschussrichtlinie)

| | Männlich | | | | | | weiblich | | | | Rotwild |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Jagdjahre** | **Kl. I** | **K. II** | **Kl. III** | **SSp.** | **HK** | **Summe** | **AT** | **ST** | **WK** | **Summe** | **Summe** |
| Gesamtabschuss 2019/20 | 21 | 20 | 116 | 165 | 137 | 459 | 161 | 121 | 188 | 470 | 929 |
| Gesamtabschuss 2020/21 | 23 | 23 | 96 | 157 | 143 | 442 | 200 | 122 | 194 | 516 | 958 |
| Gesamtabschuss 2021/22 | 22 | 21 | 47 | 148 | 160 | 398 | 173 | 104 | 164 | 441 | 839 |
| Gesamtabschuss 2022/23 | 16 | 16 | 45 | 104 | 102 | 283 | 142 | 99 | 133 | 374 | 657 |
| | | | | 574 | 542 | | | 446 | 679 | | |
| | | | | **56,27** | **44,39** | | | **43,73** | **55,61** | | |

Hirsche der Kl. III (2 bis 5 Jahre) nach neuer Abschussrichtlinie keine Geweihmerkmale jedoch körperlich schwache sollten erlegt werden

## Tabelle 1b: Gesamtabschuss RG Riedforst von 2015 bis 2018 (alte Abschussrichtlinie)

| | männlich | | | | | | weiblich | | | | Rotwild |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Jagdjahre** | **Kl. I** | **K. II** | **Kl. III** | **SSp.** | **HK** | **Summe** | **AT** | **ST** | **WK** | **Summe** | **Summe** |
| Gesamtabschuss 2015/16 | 12 | 6 | 68 | 85 | 152 | 323 | 157 | 126 | 178 | 461 | 784 |
| Gesamtabschuss 2016/17 | 11 | 9 | 65 | 98 | 150 | 333 | 156 | 111 | 182 | 449 | 782 |
| Gesamtabschuss 2017/18 | 7 | 7 | 73 | 104 | 152 | 343 | 163 | 116 | 179 | 458 | 801 |
| Gesamtabschuss 2018/19 | 7 | 5 | 90 | 102 | 150 | 354 | 160 | 126 | 177 | 463 | 817 |
| | | | | 389 | 604 | | | 479 | 716 | | |
| | | | | **44,82** | **45,76** | | | **55,18** | **54,24** | | |

Hirsche der Kl. III (2 bis 4 Jahre) waren in der alten Richtlinie nur als kronenlose Hirsche frei

Die Prämissen für das Modell: Die Zahl an weiblichem Wild (Alttiere 80 %, Schmaltiere 20 %) wurde aus der Anzahl Kälber pro Jahr abgeleitet unter der Annahme, dass der Zuwachs zu 100 % abgeschöpft wurde (wenngleich unter Beteiligung höherer Altersklassen). Hieraus ergaben sich rechnerisch vernünftige Werte zwischen 900 und 1250 weiblichen Tieren. Diese Werte stimmen gut mit einer Berechnung des weiblichen Frühjahrsbestandes aus der Verteilung der erlegten Tiere sowie mit den der RWHG Riedforst vorliegenden Rückrechnungen überein und wurde somit als Grenzwerte verwendet.

Die Situation beim männlichen Rotwild war schwieriger. Die Sachkundigen vermuten etwa 600 Stück männliches Rotwild im Gebiet. Diese Zahl stimmt gut mit den in der Untersuchung zu Hessen-Forst (Thiel-Egenter, 2023) ermittelten Geschlechterverhältnissen unter Berücksichtigung der genannten Zahlen für das weibliche Wild überein. Darin sollten ca. 20 % Spießer, 40 % Hirsche im Alter von 2 bis 5 Jahren, 30 % im Alter von 6-9 Jahren und 10 % ab 10 Jahren enthalten sein. Die beiden letzten Gruppen wurden zusammengefasst. Die Übergänge zwischen den Jahren wurden so berechnet, dass die berechnete Anzahl männlicher Kälber (hier wurde das Geschlechtsverhältnis der erlegten Kälber angenommen) minus der tatsächlich geschossenen männlichen Kälber im nächsten Jahr mit einem Abzug von 10 % (Mortalität im ersten Lebensjahr) als Spießer für das Folgejahr angesetzt wurde. Weiterhin wurde vereinfacht angenommen, dass 10 % der Tiere einzelner Klassen im nächsten Jahr in die nächsthöhere Klasse übergehen.

Zur Berechnung der effektiven Populationsgröße wurde die Formel nach (Wang et al., 2016)

$$\mathbf{Ne = (4\ Nm\ Nf) / (2Nm + Nf)}$$

angewandt.

Dabei entspricht Nf der Anzahl aller weiblichen Tiere (Alt- und Schmaltiere) und Nm der Anzahl der vorhandenen Hirsche ab 6 Jahre, weil erst ab diesem Alter mit ersten Reproduktionserfolgen zu rechnen ist. Neben der effektiven Populationsgröße Ne wurden die absolute Populationsgröße N, die Anzahl weiblicher Tiere Nf und die reproduktionsfähiger männlicher Tiere Nm, jeweils in Prozent des Ausgangswertes 2015 angegeben. Letzteres dient einfach der besseren Übersichtlichkeit. Abweichungen der Kurvenverläufe im Vergleich mit den Absolutzahlen ergeben sich hieraus nicht.

Unter obigen Annahmen wurden die Anzahl aller weiblichen Tiere zwischen 900 und 1000, die der männlichjen Tiere zwischen 600 und 800 variiert und als Ergebnis betrachtet, wie sich die Ausgangswerte aus 2015 (100 %) prozentual verändern würden.

In allen Fällen zeigten sich ausnahmslos eine enge Assoziation der Anzahl weiblichen Rotwildes mit der Entwicklung der Bestandsgröße sowie ein enger Zusammenhang zwischen der Anzahl männlichen Rotwildes und der effektiven Populationsgröße (Abb. 2 bis 5). Je nach zugrundeliegenden Ausgangswerten änderte sich die Hochrechnung zur Entwicklung der Gesamtpopulation deutlich, während die Anzahl reproduzierender Hirsche und die effektive Populationsgröße stets abnahmen.

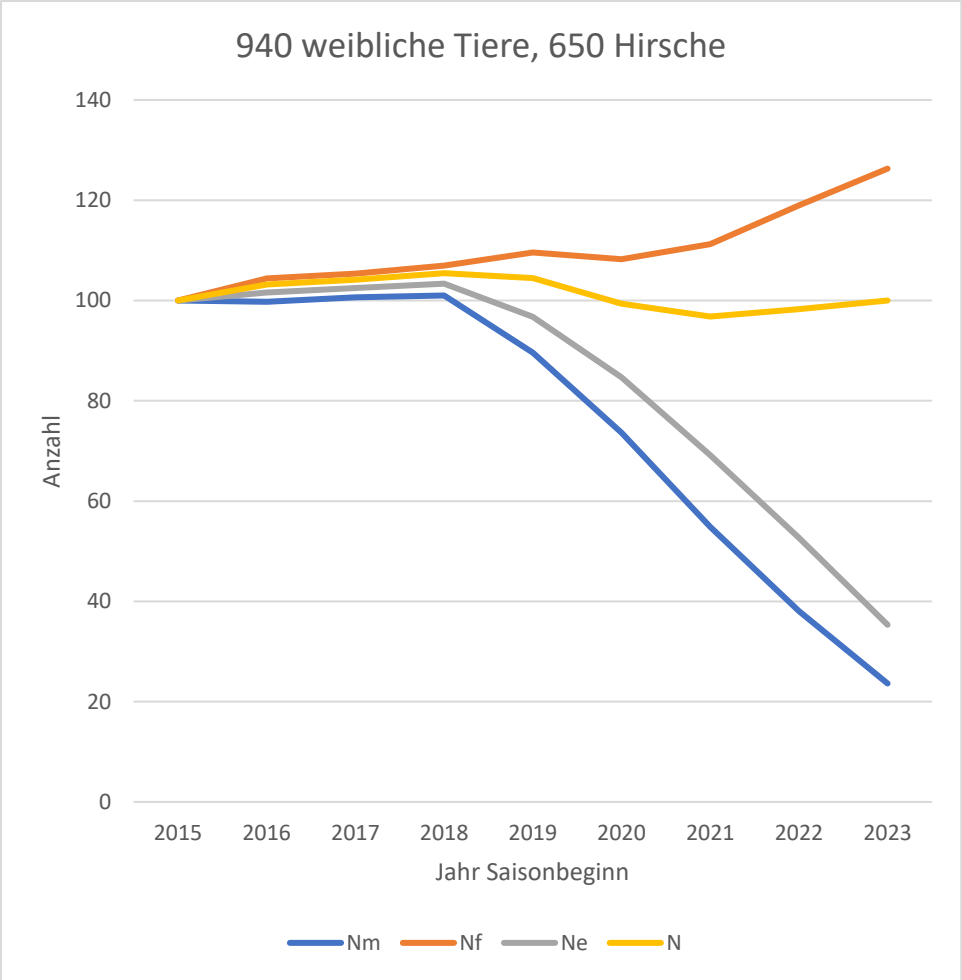



**Abb. 2:** Entwicklung der effektiven Populationsgröße (Ne, grau), der Populationsgröße (N, gelb), der Anzahl weiblicher Tiere (Alt- und Schmaltiere) (Nf, orange) und der Anzahl männlicher Tiere (Nm, blau). Alle Angaben in Prozent des Ausgangswertes im Jahre 2015. Dem Modell liegt die Annahme von 940 weiblichen Tieren und 650 reproduktionsfähigen Hirschen ab 6 Jahren zugrunde.

Mit Annahme von 940 weiblichen und 650 männlichen Tieren (Abb. 2) blieb die Populationsgröße von 2015 bis 2023 weitestgehend konstant, allerdings mit stark abnehmender Ne. Auffallend war auch, dass sich die angesprochenen Effekte bis 2018 in wesentlich geringerem Maße einstellten als ab 2019. Das zeigt sich besonders drastisch unter der Annahme von 900 Weiblichen und 700 Hirschen (Abb. 3). Hierbei blieben alle Werte bis 2018 praktisch unverändert. Erst ab 2019 sanken die Zahlen der Hirsche und der Ne drastisch ab, bei nur allmählicher Bestandsreduktion.

Bis 2018 nahm die Populationsgröße im Durchschnitt der angewandten Modellzahlen jährlich um 2,16 % zu, ab 2019 um 1,16 %. Dabei zeigt sich ein geringer Vorteil für die neu angewandte Jagdrichtlinie. Gleichzeitig stieg die Anzahl weiblicher Tiere jährlich um 3,2 % vor und auf 5,8 % nach Umstellung. Die Anzahl männlicher Tiere ging vorher um jährlich 0,8 %, danach um 17 Prozent zurück, verbunden mit einem Einbruch der Ne von 0,6 % vor auf 18,3 % nach Umstellung.

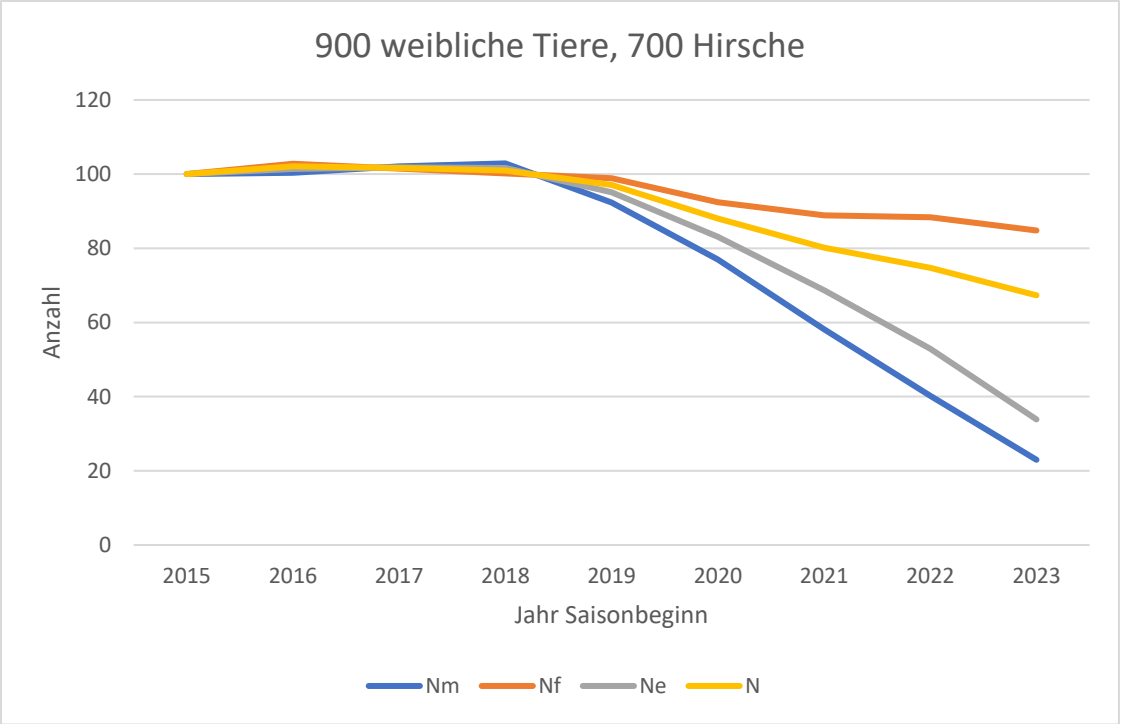



**Abb. 3:** Entwicklung der effektiven Populationsgröße (Ne, grau), der Populationsgröße (N, gelb), der Anzahl weiblicher Tiere (Alt- und Schmaltiere) (Nf, orange) und der Anzahl männlicher Tiere (Nm, blau). Alle Angaben in Prozent des Ausgangswertes im Jahre 2015. Dem Modell liegt die Annahme von 900 weiblichen Tieren und 700 reproduktionsfähigen Hirschen ab 6 Jahren zugrunde.

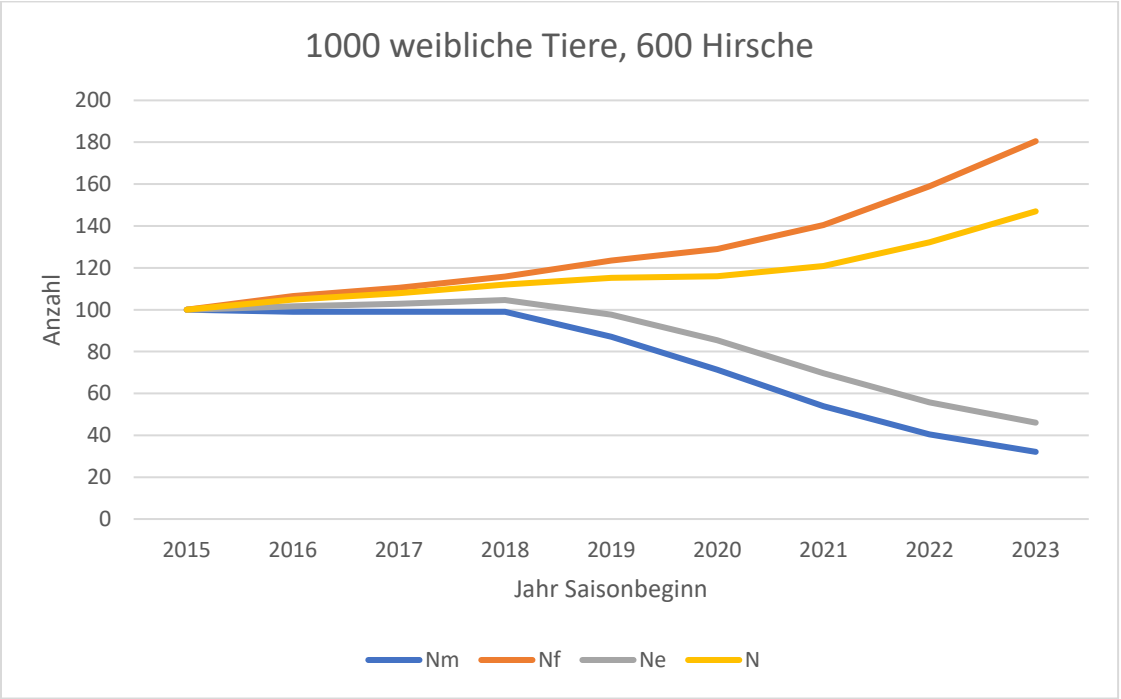



**Abb. 4:** Entwicklung der effektiven Populationsgröße (Ne, grau), der Populationsgröße (N, gelb), der Anzahl weiblicher Tiere (Alt- und Schmaltiere) (Nf, orange) und der Anzahl männlicher Tiere (Nm, blau). Alle Angaben in Prozent des Ausgangswertes im Jahre 2015. Dem Modell liegt die Annahme von 1000 weiblichen Tieren und 600 reproduktionsfähigen Hirschen ab 6 Jahren zugrunde.

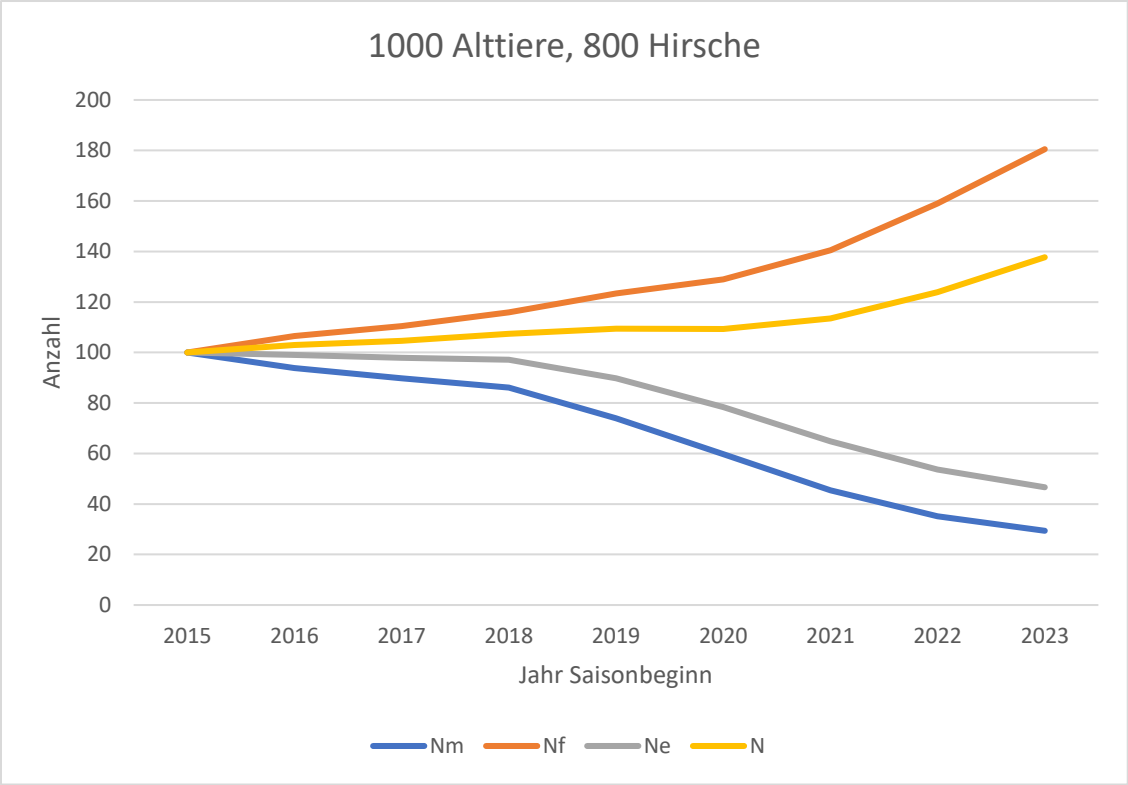



**Abb. 5:** Entwicklung der effektiven Populationsgröße (Ne, grau), der Populationsgröße (N, gelb), der Anzahl weiblicher Tiere (Alt- und Schmaltiere) (Nf, orange) und der Anzahl männlicher Tiere (Nm, blau). Alle Angaben in Prozent des Ausgangswertes im Jahre 2015. Dem Modell liegt die Annahme von 1000 weiblichen Tieren und 800 reproduktionsfähigen Hirschen ab 6 Jahren zugrunde.

**Besprechung**

Bei haremsbildenden Tierarten wie dem Rothirsch kommt der Genetik der männlichen Tiere eine wesentlich größere Rolle zu, weil oft nur wenige Brunfthirsche die Hälfte des Genpools der nächsten Generation bestimmen, ebenso wie ein Vielfaches an weiblichen Tieren. Man geht häufig davon aus, dass etwa 25 % der Hirsche und 75 % der weiblichen Stücke erfolgreich an der Brunft teilnehmen (prozentualer Anteil an Gesamtpopulation). Insbesondere starke Platzhirsche können auf diese Weise den Genpool einer kleinen Population über Jahre bestimmen und einschränken. In großen und vernetzten Populationen sind sehr viele Genvarianten häufig. Der Verlust eines Trägers führt nicht gleich zum Verlust der Genvariante, wie in kleinen isolierten Populationen. Deswegen sind die kleinen, isolierten Populationen um Größenordnungen anfälliger gegenüber der genetischen Drift. Mit dem Verlust seltener Genvarianten und der eingeschränkten Verfügbarkeit von Fortpflanzungspartnern nimmt die Inzucht zu, d.h. bei immer mehr Genen findet sich bei sinkender Gesamtzahl an Genvarianten im Induviduum nur noch eine Genvariante. Dies wird besonders bedrohlich, wenn in der Population Defektgene vorkommen, die sich nur in der reinerbigen Form körperlich auswirken. Außerdem leiden Vitalität, Fruchtbarkeit, Krankheitsresistenz und Anpassungsvermögen erheblich unter steigenden Inzuchtgraden; denn diese Merkmale basieren im Gegensatz zu Missbildungen nicht nur auf der Ausprägung eines oder weniger, sondern letzlich tausender Gene. Dadurch steigt die Wahrscheinlichkeit, dass wenigstens eines dieser zahlreichen Gene als defektes Letalgen auftritt. Von besonderer Bedutung ist dabei, dass sich solche Defekt- oder Letalgene zunächst über Jahre hinweg unbemerkt über mischerbige Trägertiere in der Population

ausbreiten können, bis zum ersten Mal zwei Träger zur Paarung kommen und der homozygote Defekt dann bei 25 % ihrer Nachkommen ausgeprägt wird – nach Außen meistens unsichtbar.

Deswegen ist es entscheidend, insbesondere in kleineren und vor allem isolierten Populationen eine hohe genetische Vielfalt abzusichern. Hierzu braucht es vor Allem größere Anteile männlicher Tiere, die ihre Gene weitergeben können und diese Funktion im nächsten oder übernächsten Jahr auch an andere Hirsche wieder abgeben. Es braucht möglichst viele, ähnlich starke alte Hirsche, die erfolgreich an der Brunft teilnehmen können. Bei dieser Konstellation werden die Brunftrudel kleiner und es entstehen mehr Brunftrudel (Bonenfant et al. 2004; Abb. 7). Dies führt zu reduzierter Inzucht, gesteigerter genetischer Vielfalt und höherer effektiver Populationsgröße in der Folgegeneration. Männliche Stücke haben ihr Reproduktionsmaximum im 6.-10. Lebensjahr, während weibliche Individuen bereits nach dem ersten Lebensjahr als Schmaltier die Geschlechtsreife erreichen und belegt werden können (Gibson und Guinness, 1980). Doch jeder alte Hirsch der Klasse I, muss die Klasse II, III und sein Lebensjahr als Spießer überlebt haben. Werden die niederen Klassen zu stark bejagt, bleiben am Ende nur (zu) wenige Hirsche und damit Genvarianten für die Sicherung der genetischen Vielfalt übrig. Fehlen alte Hirsche verlängert sich auch die Brunft und es fallen mehr weibliche Kälber (Thiel-Egenter 2023).

Das heute praktizierte großflächige Abschöpfen in der Jugendklasse ist für andere Wildarten mit früherem Eintritt in die Geschlechtsreife zielführend, nicht aber beim männlichen Rotwild. Die hessische Schalenwildrichtlinie (Hessisches Ministerium für Umwelt, 2019) mit dem Anspruch eines circa 55%igen Anteils männlicher Tiere im Bereich der Jugendklasse und einem bis zu 30%igen Anteil an zwei- bis fünfjährigen jungen Hirschen der Klasse III beschneidet damit nachhaltig die genetische Vielfalt der Populationen, indem bis zu 85 % der männlichen Stücke in diesem für die spätere Reproduktion hochrelevanten Stadium entnommen werden.

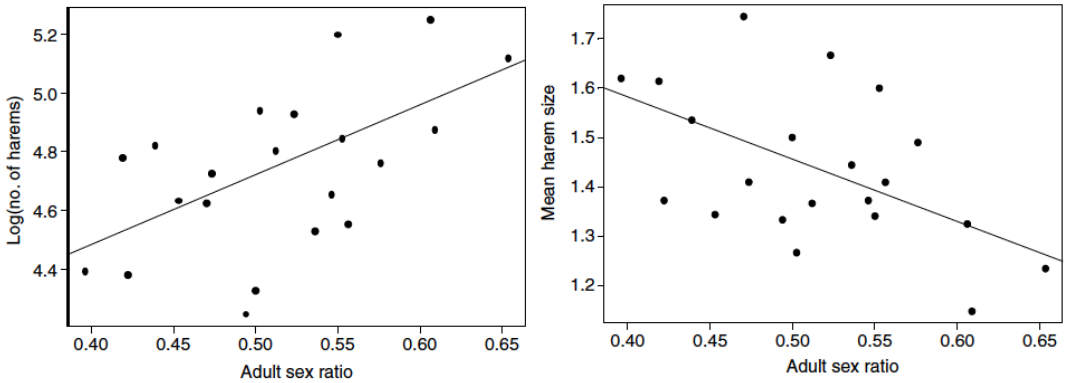



**Abb. 7:** Mit steigendem Anteil reproduktionsfähiger männlicher Tiere entstehen mehr (links) und kleinere (rechts) Brunftrudel (Bonenfant et al. 2004) und damit eine verbesserte genetische Vielfalt der Nachkommen sowie ein Anstieg der effektiven Populationsgröße.

Während männlichem Rotwild also eine entscheidende Rolle für den Erhalt der genetischen Vielfalt in einer Population zukommt, trägt es praktisch nichts zum Anwachsen der Rudelgröße bei. Für das Kahlwild hingegen ist nicht bedeutend, welcher Hirsch am Ende zum Kalb führt, aber die weiblichen Tiere setzen die Kälber und tragen damit effizient zur Vergrößerung der Population bei, auch wenn die genetische Vielfalt dabei abnehmen sollte und Inzuchtdepressionen entstehen könnten. Deshalb müssen die weiblichen Tiere verstärkt bejagt werden, um Populationen in ihrer absoluten Größe (N) zu erhalten oder zu reduzieren (Milner et al., 2011), aber die Genetik der Populationen bestmöglich

erhalten bleiben oder verbessert werden soll. Die hohe Priorität der genetischen Verbesserung zeigen die seit 2018 in mehreren hessischen Rotwildgebieten aufgetretenen, Inzucht-basierten Missbildungen (Reiner und Willems, 2021).

Das Gegenteil passiert, wenn Spießer dem weiblichen Wild rechtlich gleichgestellt sind und aufgrund der leichteren Ansprechbarkeit stärker bejagt werden. Männliche Tiere sind folglich im Nachteil, weil sie ca. 5 Jahre länger brauchen, um zur Fortpflanzung zu kommen. Außerdem werden in größeren Populationen bereits mehr weibliche Kälber gesetzt (Vetter und Arnold, 2018) und die Mortalität ist bei Hirschen höher als bei weiblichen Tieren (Balkenhol, 2023). Schließlich ist die Jagd auf Hirsche einfacher, weil sie über größere Streifgebiete und damit höhere Visibilität verfügen (Peters et al., 2019; Herzog, 2023) und leichter anzusprechen sind, und sie ist aufgrund der Trophäe beliebter. Alttiere verfügen hingegen über eine bessere Raumkenntnis und damit verknüpft über bessere Vermeidungsstrategien (am besten untersucht bei Wapitis: Thurfjell et al., 2017).

Wenn nun zum Zwecke der Bestandsreduktion hessenweit pauschal ein Geschlechterverhältniss von 50:50 für die Abschussplanung vorgesehen ist (Hessisches Ministerium für Umwelt, 2019), solange es sich nicht um eine Abschussplanerhöhung nach Überschreiten der Wildschadensgrenzwerte handelt, so kann eine erfolgreiche Bestandsreduktion nicht oder nur mit einem erheblichen Eingriff in die genetische Vielfalt der Population erreicht werden.

Auch aus einer aktuellen Jagddatenanalyse zu Hessen-Forst, durchgeführt durch die Schweizer Fornat AG (Thiel-Egenter, 2023) lässt sich erkennen, dass hessenweit zu wenig Alttiere (31 % statt 40 %) und zu viele Hirsche (26 % statt 20 %) erlegt wurden. In Folge der Schalenwildrichtlinie hat sich dieses Missverhältnis besonders verschärft. So lag der Anteil an erlegten Hirschen bis 2018 bei 25 % und stieg ab 2019 sogar auf 30 % an (31 % in 2022). Zusätzlich ergibt sich, dass 2019-22 zu viele Spießer und Hirsche der Mittelklasse (II) erlegt wurden, was zu einem zu geringen Anteil Hirsche der Klasse I mit inzwischen rückläufigem Hirschabschuss führte und zur Forderung die Reduktion der Klasse II stark einzuschränken um die Klasse I wieder aufzubauen.

Insgesamt ist somit das Geschlechterverhältnis im Abschuss seit 2019 angestiegen, weil mehr Hirsche erlegt wurden. Um Rotwildbestände zu reduzieren braucht es ein Abschussverhältnis von mmindestens 56 % weiblicher Tiere. Seit 2019 ist dieses Verhältnis jedoch auf ca. 50 % zurückgegangen (1:1; s. Abb. 6). Das richtige Verhältnis wurde in Hessen nur von wenigen Forstämtern erreicht.

Die Studie zeigt darüber hinaus anhand der nicht-selektiven, den Bestand wiederspiegelnden Jagd auf Kälber einen über die Jahre gestiegenen Überschuss an weiblichen Kälbern. Zunehmend mehr Wildkälber im Bestand werden als Indikator für steigende Wilddichten oder/und verschobene Geschlechterverhältnisse gewertet.

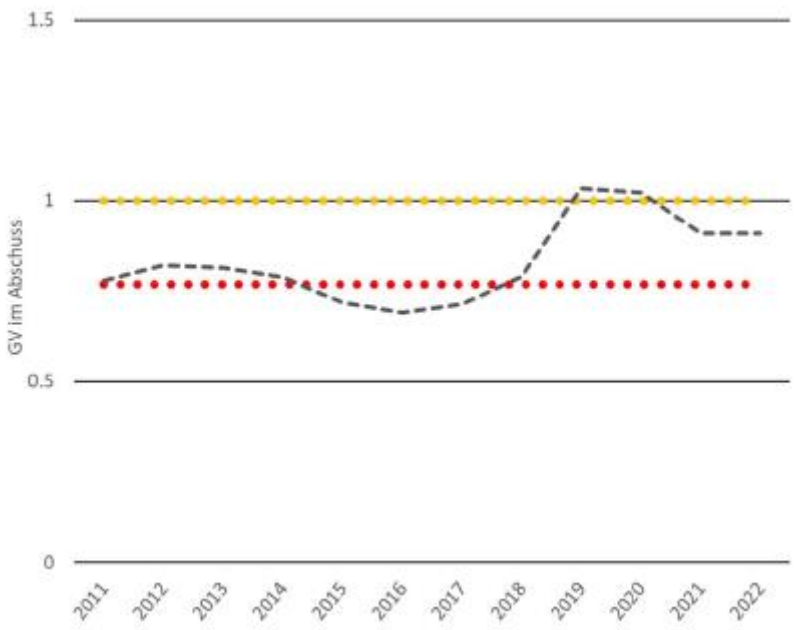



**Abb. 6:** Geschlechterverhältnis (Hirsche dividiert durch weibliche Tiere) im Abschuss bei Hessen-Forst (Thiel-Egenter, 2023). Die rote Linie bezeichnet das Ziel für eine erfolgreiche Bestandsreduktion. Es wurde mit Wirkung der Schalenwildrichtlinie verlassen. Gelbe Linie: aktueller Zustand: es werden zu viele Hirsche geschossen.

Die für den Riedforst aufgezeigte Verschiebung des Abschussverhältnisses Spießer : Schmaltier von 40 bis 47 % bis 2018 auf 51 bis 59 % ab 2019 muss also als klares Alarmzeichen gewertet werden.

Die effektive Populationsgröße (Ne) ist ein Maß für die Bewertung der genetischen Qualität von Populationen. Sie beschreibt letztlich, wie viele adulte Tiere aus der Population einer bestimmten absoluten Größe (N) tatsächlich an der Vermehrung beteiligt sind. So kann die Ne in Populationen mit 700 tatsächlich vorhandenen Individuen zwischen 10 und über 300 schwanken, abhängig von der genetischen Vielfalt der Population. Die optimale Ausnutzung der vorhandenen Tiere im Sinne einer hohen Ne ergibt sich, wie z.T. schon aufgezeigt, aus guten Lebensräumen mit der Möglichkeit, stressfrei an Nahrung zu kommen, ausgeglichenem Geschlechtsverhältnis, optimaler Sozialstruktur, guter Verbindung innerhalb des Gebietes und zu den Nachbargebieten und insbesondere aus der Verfügbarkeit genügender Brunfthirsche. Effektive Popolationsgrößen unter 100 erlauben der Population nicht mehr, kurzfristige Inzuchtdepressionen aufzufangen und führen zur Bedrohung der Population. Erst ab einer effektiven Populationsgröße von 500 bis 1000 Tieren vermag eine ansonsten isolierte Wildpopulation sich langfristig an veränderte Klima- und Umweltbedingungen anpassen zu können (Frankham et al., 2014).

Die effektive Populationsgröße nimmt umso mehr ab, je stärker der Anteil reproduktionsfähiger männlicher Tiere in der Population zurückgeht. Diese Gesetzmäßigkeit aus Abb. 7 ist auch in der Rotwildpopulation Riedforst dafür verantwortlich, dass mit der verstärkten Bejagung des männlichen Rotwildes die genetische Qualität der Population in Form ihrer effektiven Populationsgröße absinken muss – ohne das Ziel einer tatsächlichen Bestandsreduktion erreichen zu können.

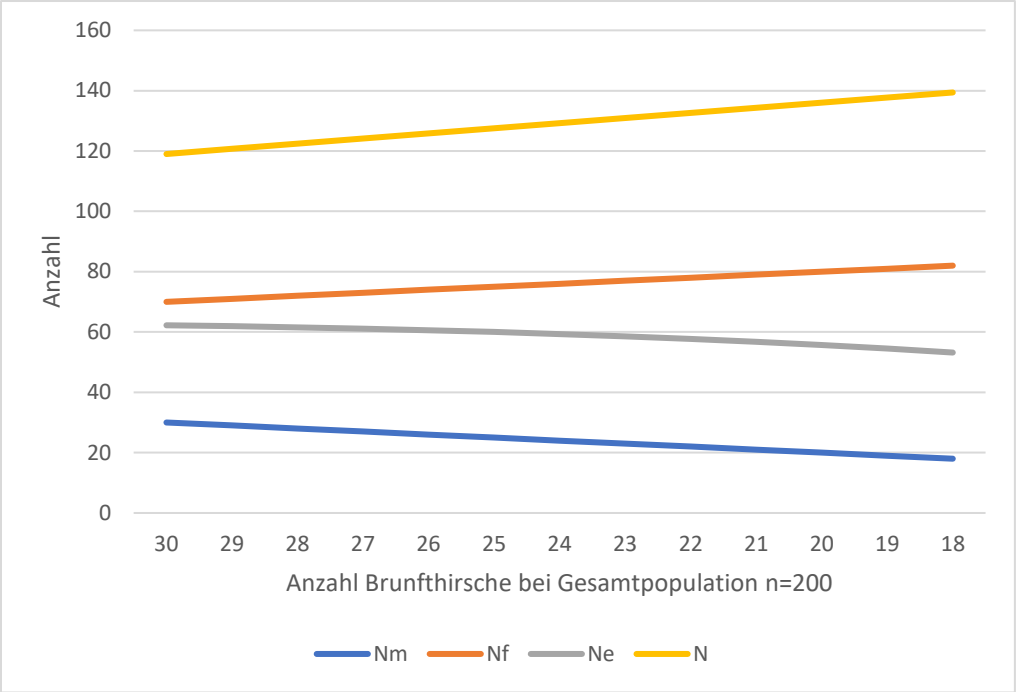



**Abb. 7:** Verschiebung der Anzahl männlicher Tiere ab 6 Jahre (Nm, blau), weiblicher Tiere (Schmal- und Alttiere; Nf, orange), der effektiven Populationsgröße (Ne, grau) und der tatsächlichen Populationsgröße (N, gelb) mit abnehmendem Anteil an Brunfthirschen.

**Fazit:**

Die Abschussstrategie im Riedforst folgt seit 2019 dem allgemeinen hessischen Trend hin zu einer deutlich angehobenen Verhältnis Hirsche/weibliche Stücke. Wildbiologisch ist diese Entwicklung nicht zielführend, weil sie nicht zur beabsichtigten Bestandsreduktion und der damit erwarteten Waldschadensreduktion führt, sondern zu einem Bestandszuwachs. Gleichzeitig geht die bereits suboptimale genetische Vielfalt im Gebiet durch diese Strategie weiter zurück. Um beide Ziele nämlich den Erhalt der Population und die beabsichtzigte Reduktion zu erreichen ist ein Gegenlenken dringend notwendig: Schonung der Spießer, Reduktion der Abschüsse der Mittelklasse, Ausweitung der Jagd auf Alt- und Schmaltiere.

**Anschrift der Autoren:**

Prof. Dr. Dr. habil. Gerald Reiner und Julian Laumeier, Arbeitskreis Wildbiologie der Justus-Liebig-Universität Gießen, Frankfurter Straße 112, 35392 Gießen; gerald.reiner@vetmed.uni-giessen.de

**Literatur**


Balkenhol, N. (2023). Evidenzbasiertes Rotwildmanagement in Deutschland: Eine Übersicht und Vorschläge für die Zukunft. *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*, 5–35. https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_2

Bonenfant, C., Gaillard, J. M., Klein, F., & Maillard, D. (2004). Variation in harem size of red deer (Cervus elaphus L.): the effects of adult sex ratio and age-structure. *Journal of Zoology*, *264*(1), 77–85. https://doi.org/10.1017/S0952836904005552

Frankham R, Bradshaw CJA, Brook BW (2014). Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. Biol. Conserv. 170, 56-63.

Gibson, R. M., & Guinness, F. E. (1980). Differential Reproduction Among Red Deer (Cervus elaphus) Stags on Rhum. *The Journal of Animal Ecology*, *49*(1), 199. https://doi.org/10.2307/4284

Herzog, S. (2023). *Rotwild im Spannungsfeld des Waldumbaus*.

Hessisches Ministerium für Umwelt, K. L. und V. (2019). Richtlinie für die Hege und Bejagung des Schalenwildes in Hessen. *Staatsanzeiger Für Das Land Hessen*, *9*(171), 193–197.

Milner, J. M., Bonenfant, C., & Mysterud, A. (2011). Hunting Bambi-evaluating the basis for selective harvesting of juveniles. *European Journal of Wildlife Research*, *57*(3), 565–574. https://doi.org/10.1007/S10344-010-0466-X/TABLES/2

Peters, W., Hebblewhite, M., Mysterud, A., Eacker, D., Hewison, A. J. M., Linnell, J. D. C., Focardi, S., Urbano, F., De Groeve, J., Gehr, B., Heurich, M., Jarnemo, A., Kjellander, P., Kröschel, M., Morellet, N., Pedrotti, L., Reinecke, H., Sandfort, R., Sönnichsen, L., … Cagnacci, F. (2019). Large herbivore migration plasticity along environmental gradients in Europe: life-history traits modulate forage effects. *Oikos*, *128*(3), 416–429. https://doi.org/10.1111/OIK.05588

Reiner G, Willems H (2019). Sicherung der genetischen Vielfalt beim hessischen Rotwild als Beitrag zur Biodiversität. Deutsche Wildtier Stiftung, ISBN 978-3-936802-28-3, https://publikationen.deutschewildtierstiftung.de/publikationen/genetische-vielfalt-beim-hessischen-rotwild/

Reiner, G., Klein, C., Lang, M., & Willems, H. (2021). Human-driven genetic differentiation in a managed red deer population. *European Journal of Wildlife Research*, *67*(2), 29. https://doi.org/10.1007/s10344-021-01472-8

Thiel-Egenter C (2023): Analyse der Jagddaten aus den Forstämtern von Hessenforst. https://www.hessen-forst.de/sites/forst.hessen.de/files/2023-04/2_thiel_jagddatenanalyse_hessenforst_20230310.pdf.

# Zum Risiko von Kälberwaisen bei Bewegungsjagden auf Rotwild

## KONSEQUENZEN FÜR DEN MUTTERTIERSCHUTZ

Foto: imageBROKER.com / Justus de Cuveland

Institut für Tierökologie und Naturbildung

DEUTSCHE WILDTIER STIFTUNG

DEUTSCHE
WILDTIER
STIFTUNG

# Zum Risiko von Kälberwaisen bei Bewegungsjagden auf Rotwild

Konsequenzen für den Muttertierschutz

**- Projektbericht -**


**Auftraggeber**
Deutsche Wildtier Stiftung
Christoph-Probst-Weg 4
20251 Hamburg
A.Kinser@DeutscheWildtierStiftung.de
www.DeutscheWildtierStiftung.de
www.Rothirsch.org

**Auftragnehmer**
Institut für Tierökologie und Naturbildung
Waldstraße 19
35321 Gonterskirchen

Projektleitung, Probennahme und Gesamtbearbeitung
Dipl. Biol. Olaf Simon
olaf.simon@tieroekologie.com
www.tieroekologie.com

Institut für Tierökologie und Naturbildung

**Laborgenetik**
SEQ-IT GmbH & Co. KG
Molekular-Biologischer Service
Pfaffplatz 10
67655 Kaiserslautern
Dr. Cornelia Ebert

SEQ-IT MOLEKULAR-BIOLOGISCHER SERVICE



**Zitiervorschlag**
SIMON, O.; EBERT, C. & KINSER, A. (2021): Zum Risiko von Kälberwaisen bei Bewegungsjagden auf Rotwild - Konsequenzen für den Muttertierschutz. Eine Studie im Auftrag der Deutschen Wildtier Stiftung (Hrsg.), 14 S., https://bit.ly/3q4oRX5

Hamburg, 3. November 2021

DEUTSCHE
WILDTIER
STIFTUNG

# INHALTSVERZEICHNIS


**1 ZUSAMMENFASSUNG ..... 3**
**2 HINTERGRUND ..... 3**
**2.1 Verhaltensbiologische Grundlagen ..... 3**
**2.2 Anlass & Aufgabenstellung ..... 5**
**3 ANGEWANDTE METHODEN ..... 6**
**3.1 Probennahme ..... 6**
**3.2 Genetische Analysen ..... 7**
**4 ERGEBNISSE ..... 8**
**5 DISKUSSION & FAZIT ..... 9**
**6 LITERATUR ..... 11**

DEUTSCHE
WILDTIER
STIFTUNG

# 1 ZUSAMMENFASSUNG

- Zwischen Ende Oktober bis Ende Dezember wurden in den Jahren 2017 bis 2019 auf 15 Bewegungsjagden im Süd-Westen Deutschlands von allen erlegten Alttieren und Kälbern Gewebeproben genommen.
- Von den erlegten Alttieren wurde vor dem Aufbrechen der Gesäugestatus bestimmt.
- Insgesamt wurden von 73 Alttieren und 148 Kälbern Gewebeproben genommem, die anschließend auf verwandtschaftliche Beziehungen untersucht wurden.
- Den jeweiligen Jagdleitern wurden 20 direkte Kalb-Alttier-Dubletten von den Erlegern gemeldet, von denen sich zwei als nicht korrekte Dublette, das heißt ohne direkte Verwandtschaft zwischen Kalb und Alttier herausstellten.
- 18 der 73 Alttiere waren nicht (mehr) laktierend, von diesen führten dennoch vier Alttiere ein Kalb, das durch die genetische Untersuchung zugeordnet werden konnte. Diese vier Alttiere wurden zwischen Ende Oktober und Ende November erlegt.
- Abzüglich der korrekten, direkten Dubletten müssen 55 der erlegten Alttiere die Schützen bei korrekt eingehaltener Freigabe einzeln angewechselt haben.
- 14 dieser erlegten 55 Alttiere waren „trocken“, also nicht laktierend.
- Von 21 dieser erlegten 55 Alttiere wurde das Kalb in indirekter Dublette, das heißt getrennt voneinander an zum Teil weit auseinander liegenden Jagdständen oder in benachbarten Revieren, die an der Jagd teilnahmen, erlegt.
- 20 dieser erlegten 55 Alttiere laktierten, ohne dass das zugehörige Kalb am Jagdtag erlegt werden konnte.

# 2 HINTERGRUND

## 2.1 Verhaltensbiologische Grundlagen

Rotwild besitzt ein ausgeprägtes Sozial- und Gruppenbildungsverhalten. Kahlwildrudel sind Großmutter-Mutterfamilien, in denen enge verwandtschaftliche Beziehungen bestehen. Rotwildkälber haben eine enge Beziehung zu ihren Müttern, die in der Regel über das erste Lebensjahr andauert und in gelockerter Bindung zeitlebens anhält (CLUTTON-BROCK et al. 1982). Verhaltensbiologisch unterscheidet sich die Mutter-Kind-Beziehung damit deutlich zu jenen bei Damhirsch und Reh (KURT 1991, HEIDEMANN 1973, PETRAK & HEIDER 2017).

Die Vorteile der mütterlichen Führung und Fürsorge für das Kalb sind vielfältig. Kälber und auch noch Einjährige werden von ihren Müttern in sozialen Konflikten unterstützt (SILK 2007). Dies erleichtert es dem Kalb, eine eher zentrale Position im Rudel einzunehmen (CLUTTON-BROCK et al. 1982). Weitere Vorteile der Mutterführung sind Kennenlernen besonders günstiger Futterplätze, gemeinsames Teilen der Futterplätze (JAEGGI et al. 2008), Übernahme von Nahrungstraditionen (OOSTINDJER et al. 2011) und besonderer Nahrungsvorlieben (MIRZA & PROVENZA 1992). Zudem lernen die Jugendlichen von ihren Müttern traditionelle Habitatnutzungs- und Bewegungsmuster wie Migrationsverhalten und -routen (CLUTTON-BROCK et al. 1992, NELSON 1998, MEIßNER-HYLANOVÁ et al. in Vorb.). Bei einem Verlust der Mutter erhöht sich das Prädationsrisiko und die Effektivität der Nahrungsaufnahme verringert sich, da mutterlose Kälber und Einjährige wachsamer sein müssen. Gleichzeitig ist der Zugang zu günstigen Ressourcen (energiereicher Äsung, Witterungsschutz) stärker eingeschränkt (BROOKSHIER & FAIRBANKS 2003).

Nach dem Verlust des Muttertieres im ersten Lebensjahr konnten bei Rotwildkälbern verschiedene physische Einschränkungen nachgewiesen werden: So reduzierten sich die täglichen Körpergewichtszunahmen verwaister Kälber um 20-30 % (POLLARD et al. 2002). Dadurch weisen verwaiste Kälber geringere Körpergewichte und ein verlangsamtes Wachstum auf (DEMARAIS et al. 1988, HOLAND et al. 2012, ANDRES et al. 2013). Daraus resultieren geringere Überlebensraten (GUILIANO et al. 1999, POLLARD et al. 2002, HOLAND et al. 2012, ANDRES et al. 2013), wobei verwaiste Hirschkälber eher sterben als verwaiste Wildkälber (ANDRES et al. 2013). Überleben verwaiste Hirschkälber, wirkt das Verwaisen zeitlebens nach, was sich in geringeren Körperstärken und einem geringeren Reproduktionserfolg ausdrückt (ANDRES et al. 2013).

Um das Leiden elternlos gewordener Jungtiere zu verhindern, ist der Elterntierschutz im deutschen Jagdrecht besonders geregelt. § 22 Abs. 4 des Bundesjagdgesetzes verbietet es, in der Setz- und Brutzeit bis zum Selbstständigwerden der Jungtiere die für die Aufzucht notwendigen Elterntiere zu bejagen. Darüber hinaus kann der Abschuss eines führenden Alttieres auch einen Strafbestand nach § 17 Nr. 2b des Tierschutzgesetzes erfüllen (GRUBER & HERZOG 2016, PETRAK & HEIDER 2017). Während die Setzzeit exakt abgrenzbar ist – der Geburtszeitraum von Rotwildkälbern erstreckt sich in Deutschland über zwei Monate vom 1. Mai bis 30. Juni, dabei wird die Mehrzahl der Kälber in der zweiten Maihälfte geboren (WAGENKNECHT 1981, BÜTZLER 1986, RAESFELD & REULECKE 1988) – ist der Zeitraum bis zum Selbstständigwerden der Jungtiere im Sinne von § 22 Abs. 4 BJagdG immer wieder Gegenstand von Diskussionen. Nach rechtlicher Auffassung umfasst der Zeitraum bis zum Selbstständigwerden nicht nur die Zeit der unmittelbaren Aufzucht, sondern auch die sich anschließende Zeit der Betreuung bis zur Entwöhnung (GRUBER & HERZOG 2016; PETRAK & HEIDER 2017). Aus wildbiologischer Sicht ist dieser Zeitraum unstrittig.

Im Spätherbst, spätestens zum Jahresende, nimmt die Frequenz des Säugens der Kälber deutlich ab (CLUTTON-BROCK et al. 1982, BÜTZLER 1986). Jedoch werden auch sieben Monate nach der Geburt im Dezember einige Kälber noch immer gesäugt; das Säugen dient jetzt vor allem der Stärkung der Bindung und der Wesensentwicklung des Kalbes. Bekommt das Muttertier im Folgejahr kein Kalb, verbleibt die Bindung zum Vorjahreskalb weiterhin eng (GUINESS et al. 1979) und in einigen Fällen wird das Kalb bis zum Alter von zwei Jahren gesäugt (CLUTTON-BROCK et al. 1982). Vor diesem Hintergrund kann der Zeitpunkt der Entwöhnung daher auf das Schmaltier- bzw. Schmalspießerstadium bzw. ein Alter von etwa 12 Monaten festgelegt werden (WÖLFEL 1981, ANDRES et al. 2013).

Körperlich schwache, gering konstituierte, allein ziehende Kälber, oder auch Kälber, die sich abseits der Mutterfamilien auf Distanz bewegen, jedoch nicht im Rudel toleriert werden, oder auch reine Kälbergruppen an Fütterungen im Winter sind Beispiele der Verhaltensweisen von Kälbern, die ihr Muttertier verloren haben (RAESFELD & REULECKE 1988).

In welchem Umfang der jagdlich bedingte Verlust des Muttertieres bei Rotwild auftritt, wurde bisher nur in Norwegen untersucht: Auf einer Jäger-basierten Umfrage erfassten VEIBERG et al. (2016) die Anzahl an verwaisten Kälbern. Jäger sollten angeben, ob das erlegte Alttier von einem Kalb begleitet wurde und wenn ja, ob das Kalb auch erlegt wurde. Alttiere, die solo erlegt wurden, wo aber im selben Zeitraum und gleichen Distrikt ein Kalb erlegt wurde, wurden als Dublette gewertet. Für 67 % der Alttierstrecke aus dem Zeitraum 2008-2014 lagen auswertbare Jagdangaben vor. 8 % der Alttierabschüsse führten demnach zu verwaisten Kälbern. Kalkulierte 1,5-1,7 % der Kälber im Kälberbestand waren nach Ende der Jagdsaison Waisen.

## 2.2 Anlass & Aufgabenstellung

Die Rotwildjagdstrecken haben in Deutschland im letzten Jahrzehnt in nahezu allen Bundesländern zugenommen. Der Trend der Jagdstrecken zeigt noch keine Kehrtwende, so dass aus den steigenden Abschüssen auf hohe Zuwächse und hohe Alttierbestände geschlossen werden kann. Eine Kernaufgabe der Regulierung ist daher ein ausreichend hoher Alttierabschuss, um sowohl den Zuwachs als auch den Jagdaufwand und Jagddruck zu begrenzen (DEUTZ et al. 2015, VÖLK 2016, PETRAK & HEIDER 2017). Für eine Bestandesregulierung sind Alttieranteile an der jährlichen Gesamtstrecke von mindestens 20 % (KINSER et al. 2020; MAUSHAKE 2007; PETRAK & HEIDER 2017) notwendig. Zahlenmäßig hohe Alttierabschüsse tierschutzgerecht umzusetzen, ist eine jagdliche Herausforderung.

In einer aktuellen Untersuchung führten GEY & SIEGL (2018) die Jagdstrecken von 17 großen Jagdbetrieben in Deutschland zusammen, die in drei Jahren 17.980 Stück Rotwild erlegt hatten. 62 % der Alttierstrecke wurde in diesen Betrieben auf Bewegungsjagden erzielt. Die Auswertung zeigte, dass Bewegungsjagden in Deutschland eine übliche Methode sind, um die Kahlwildabschüsse während einer kurzen Zeit im Herbst zu verwirklichen. Damit wird es möglich, eine im europäischen Vergleich in Deutschland ungewöhnlich lange, gesetzlich erlaubte Jagdzeit auf Rotwild auf kurze Jagdintervalle einzugrenzen. Das ist jagdlich effizient und im Hinblick auf Jagddruck bzw. die Reduzierung von Störungen im Wildtierlebensraum wildbiologisch sinnvoll und tierschutzgerecht.

Die Freigabe von Alttieren auf Bewegungsjagden erfolgt häufig nach oder analog der folgenden Formulierung: „Der Alttierabschuss ist möglich, wenn das zugehörige Kalb zuvor selbst oder erkennbar vom Standnachbarn erlegt wurde. Einzeln anwechselnde Alttiere können erlegt werden, sofern der Jagdverlauf bzw. die Standsituation es zulassen und ihr Verhalten darauf schließen lässt, dass sie nicht oder nicht mehr führen“. (Wald und Wild-Konzept, HessenForst, 2018; Verantwortungsvolle Bewirtschaftung des Rotwildes in Rheinland-Pfalz, MULEWF & LJV RLP, 2015). Ähnlich ist die Freigabe in den anderen Bundesländern. Sie beruht auf der Annahme des engen Schulterschlusses von Alttier und Kalb, der auch bei größerem Jagddruck zum Beispiel beim Einsatz von Stöberhunden gegeben sei.

Entgegen dieser Annahme zeigten HETTICH & HOHMANN (2018) mit ihrer Telemetriestudie, dass es im Verlauf einer Jagd sehr wohl zur Trennung von Alttier und Kalb kommen kann, sodass ein vermeintlich nicht-führendes Tier den Schützen alleine anwechselt. In einer solchen Situation birgt der Abschuss einzeln ziehender Alttiere auf Bewegungsjagden die Gefahr, ein führendes Alttier ohne sein Kalb zu erlegen. Durch das Tierschutzgesetz § 17 Nr. 2b und das Bundesjagdgesetz § 22 Abs. 4 ist ein solcher Tatbestand eindeutig geregelt und sollte möglichst vermieden werden.

SIMON & LANG (2019) gingen daher der Frage nach, wie groß der Anteil nicht-führender bzw. als Dublette mit ihrem Kalb erlegter Alttiere auf Bewegungsjagden ist und untersuchten dazu den Gesäugestatus von 368 in den Jahren 2006 bis 2017 auf Bewegungsjagden erlegten Alttieren. Dabei stellen die Autoren fest, dass nur etwa jedes fünfte auf Bewegungsjagden erlegte Alttier tatsächlich nicht mehr laktierend war: Bei 74 der 368 erlegten Alttiere war das Gesäuge ohne Milch und zurückgebildet. Für diese Alttiere wurde angenommen, dass sie zum Zeitpunkt der Erlegung kein Kalb führten. Weitere Ergebnisse waren wie folgt: Für 15 Alttiere blieb der Gesäugestatus durch vorzeitiges Aufbrechen und vollständiges Entfernen des Gesäuges „nicht beurteilbar“. 279 Alttiere waren am Jagdtag noch laktierend, das entsprach 76% der erlegten Alttierstichprobe. 92 der 279 laktierenden Alttiere wurden als Dublette zusammen mit ihrem Kalb erlegt. Für weitere 187 laktierende Alttiere konnten Standkartenauswertungen, Schützen- und Treiberbefragungen nicht klären, ob die Kälber dieser Tiere im Verlauf des

Treibens erlegt wurden oder nicht (SIMON & LANG 2019). Das sind zwei Drittel der erlegten laktierenden Alttiere und die Hälfte aller erlegten Alttiere. Seitens der Jagdleitungen wird oft angenommen, dass die Mehrzahl führungsloser Kälber noch im Jagdverlauf erlegt wird. Objektive Fakten fehlen dazu jedoch.

Tierschutzgerecht ist die Freigabe einzeln im Jagdtreiben anwechselnder Alttiere nur, wenn tatsächlich keine verwaisten Kälber am Ende des Jagdtages zurückbleiben. Mittels genetischer Analyse von auf Bewegungsjagden gewonnenen Alttier- und Kalbproben soll mit der hier vorzustellenden Fallstudie nun erstmals geklärt werden,

a) wie hoch der Anteil noch führender Alttiere am Tag ihres Abschusses auf Bewegungsjagden war,
b) wie hoch der Anteil derjenigen als Kalb-Alttier-Dubletten angegebenen Erlegungen war, bei denen zwischen den erlegten Tieren keine direkten Verwandtschaftsbeziehungen vorhanden sind und
c) wie viele am Jagdtag führungslos gewordener Kälber den Jagdtag überlebt haben und verwaist zurück geblieben sind.

# 3 ANGEWANDTE METHODEN

## 3.1 Probennahme

In den Jahren 2017 bis 2019 wurden im Zeitraum Ende Oktober bis Ende Dezember auf 15 Bewegungsjagden und im August 2019 während einer Ansitzintervalljagd von erlegten Alttieren und Kälbern in drei Untersuchungsräumen Gewebeproben genommen. Die drei Untersuchungsräume lagen in räumlich voneinander getrennten Regionen. Ein Austausch zwischen den Rotwildvorkommen bestand nicht. Die drei Räume unterschieden sich hinsichtlich ihrer Jagdstrategien folgendermaßen:

1. Die Jagdflächen umfassten bis zu 1.000 Hektar, fallweise revierübergreifend, der Einsatz an Jagdhunden umfasste 0,7-2,4 Hunde/10 ha, im Mittel 1,0 Hunde/10 ha, zudem Treibergruppen, die eingesetzte Standschützenzahl betrug 1,5-2,7 Standschützen/10 ha, im Mittel 2,0 Standschützen/10 ha.
2. Die Jagdflächen umfassten bis zu 2.000 Hektar und mehr, immer revierübergreifend, der Einsatz an Jagdhunden umfasste 0,8-1,1 Hunde/10 ha, zudem Treibergruppen, die eingesetzte Standschützenzahl betrug 1,0-1,3 Standschützen/10 ha.
3. Die Jagdflächen umfassten bis zu 1.000 Hektar, auf Jagdhunde wurde verzichtet, kleine Treibergruppen, möglichst ruhiges Treiben, die eingesetzte Standschützenzahl betrug 0,8-0,9 Standschützen/ 10 ha.

*Tabelle 1: Jagdarten und Jagdtermine mit Probenentnahme*

| Jagdart | Termin | Anzahl |
|---|---|---|
| Intervalljagdansitze ohne Treiben | August | |
| Bewegungsjagd mit Hunden und Treibern | Ende Oktober | **3** |
| Bewegungsjagd mit Hunden und Treibern | erste Novemberhälfte | **3** |
| Bewegungsjagd mit Hunden und Treibern | zweite Novemberhälfte | **3** |
| Bewegungsjagd mit Hunden und Treibern | erste Dezemberhälfte | **3** |
| Bewegungsjagd mit Hunden und Treibern | zweite Dezemberhälfte | **1** |
| Bewegungsjagd mit Treibern ohne Hunde | zweite Novemberhälfte | **1** |
| Bewegungsjagd mit Treibern ohne Hunde | erste Dezemberhälfte | **1** |

Der Gesäugestatus der erlegten Alttiere wurde vor dem Aufbrechen erfasst (siehe dazu SIMON & LANG 2019). Standkartenauswertungen sowie Schützen- und Treiberbefragungen dienten der Klärung möglicher Kalb-Alttier-Dubletten und dem Zusammentragen von Verhaltensbeobachtungen zum Muttertier-Kalb-Verhalten bzw. dem Alttierverhalten im Jagdverlauf. Die Altersklassendifferenzierung zwischen erlegten Alttieren und Schmaltieren wurde in allen Fällen anhand des Zahnwechsels vom Milch- zum Dauergebiss vorgenommen.

## 3.2 Genetische Analysen

Die genetische Analyse erfolgte im Labor SEQ-IT in Kaiserslautern, wo umfangreiche Erfahrungen mit der Rotwildgenetik bestehen und die Zuordnung von Gewebeproben von Muttertieren und Kälbern und gleichzeitig die Differenzierung zu nah verwandten Schwestern und Tanten bereits erfolgreich etabliert ist.

Im ersten Schritt wurde aus den Rotwild-Gewebeproben mit Hilfe des QiaAmp DNA Micro Kit (Qiagen, Hilden) DNA extrahiert. Aus der extrahierten DNA wurden 10 Mikrosatelliten mittels Multiplex-PCR vervielfältigt (Tab. 2). Die PCR wurde jeweils in einem Doppelansatz durchgeführt, d.h. zwei Wiederholungen der PCR pro Probe. Mit den PCR-Produkten wurde anschließend im Kapillarsequenzierer eine Fragmentlängen-Analyse durchgeführt. Die entstandenen Rohdaten wurden unter Verwendung der Software GENEMAPPER für jede Probe händisch ausgewertet, auf Ergebniskonsistenz hin überprüft und aus den Ergebnissen für jeden Marker und jede Probe jeweils ein Consensus-Genotyp ermittelt.

Im Rahmen der Auswertung der Labor-Rohdaten werden neben den Consensus-Genotypen zusätzlich zur Validierung mit Hilfe der Software GIMLET (VALIÈRE 2002) sowohl die Probability of Identity (PID, entspricht der Wahrscheinlichkeit, dass zwei verschiedene, nicht näher verwandte Individuen an allen untersuchten Markern den gleichen Genotyp zeigen und damit nicht zu unterscheiden sind) als auch die als strengeres Maß geltende PID für Vollgeschwister (PIDsib) bestimmt. Mit letzterer wird die Wahrscheinlichkeit berechnet, dass zwei sehr nahverwandte Individuen (Geschwister) den gleichen Genotyp tragen und demnach nicht zu unterscheiden wären.

Mit dieser Methode kann gezeigt werden, dass die Variabilität der verwendeten Mikrosatelliten groß genug ist, um verschiedene Individuen eindeutig zu unterscheiden und im Folgenden ihre Verwandtschaftsverhältnisse zu berechnen.

*Tabelle 2: Übersicht über die für die Verwandtschaftsanalysen der beprobten Alttiere, Kälber und Vorjahreskälber verwendeten Mikrosatelliten und die bei den erfassten Individuen aufgetretenen Anzahlen unterschiedlicher Allele*

| Mikrosatellit | Anzahl Allele | Referenz |
|---|---|---|
| IDVGA55 | 9 | VALIÈRE et al. 2006 |
| BMC1009 | 11 | VALIÈRE et al. 2006 |
| TGLA53 | 14 | VALIÈRE et al. 2006 |
| BM203 | 10 | VALIÈRE et al. 2006 |
| CSSM16 | 5 | FRANTZ et al. 2006 |
| CSSM19 | 12 | FRANTZ et al. 2006 |
| Haut14 | 11 | FRANTZ et al. 2006 |
| CSPS115 | 8 | FRANTZ et al. 2006 |
| ETH225 | 13 | FRANTZ et al. 2006 |
| BM1818 | 7 | FRANTZ et al. 2006 |

Für die Suche nach potentiellen Muttertier-Nachwuchs-Paaren wurde die Software CERVUS verwendet (KALINOWSKI et al. 2007). Dabei wurden alle beprobten Kälber und Schmaltiere als potentieller Nachwuchs in die Analyse aufgenommen und alle Alttiere als potentielle Mütter. Die Allelfrequenzen des gesamten Datensatzes wurden separat berechnet und dem Programm vorgegeben. Grundsätzlich zeichnen sich Elterntier-Nachwuchs-Paare dadurch aus, dass sie an jedem der analysierten Mikrosatelliten jeweils mindestens ein gleiches Allel tragen.

# 4 ERGEBNISSE

Auf den Jagden wurden insgesamt 73 Alttiere und 148 Kälber erlegt und beprobt. Nach dem Gesäugestatus waren davon 55 Alttiere laktierend, 18 Alttiere waren „trocken“. Die genetischen Analysen konnten zeigen, dass unter diesen 18 „trockenen“ Alttieren vier trotzdem noch ein Kalb führten, das am Tag der Jagd ebenfalls erlegt wurde. Mithin waren von den 73 erlegten Alttieren mindestens 59 und damit 81 % am Jagdtag noch führend. Von 39 dieser führenden Alttiere wurde das Kalb am Tag der Jagd ebenfalls erlegt, und zwar 18 in einer direkten Dublette, das heißt am selben Stand oder am Nachbarstand auf Sicht, und 21 weitere als indirekte Dublette, das heißt getrennt voneinander an zum Teil weit auseinander liegenden Jagdständen oder in benachbarten Revieren, die an der Jagd teilnahmen. Den Jagdleitern wurden bei den entsprechenden Jagden zwei weitere direkte Dubletten gemeldet, bei denen die genetischen Analysen jedoch im Nachhinein keine direkten verwandtschaftlichen Beziehungen zwischen den erlegten Tieren ergaben.

Vorausgesetzt, die Jagdteilnehmer haben sich an die Anweisungen der Jagdleiter gehalten und nur einzeln anwechselnde Alttiere oder korrekte direkte Dubletten erlegt, dann müssen 55 der insgesamt 73 erlegten Alttiere die Schützen einzeln angewechselt haben. Die genetischen Analysen haben ergeben, dass 27 % aller 73 erlegten Alttiere bzw. 36 % aller 55 einzeln anwechselnden und erlegten Alttiere am Ende der Jagd ein verwaistes Kalb hinterlassen hatten.

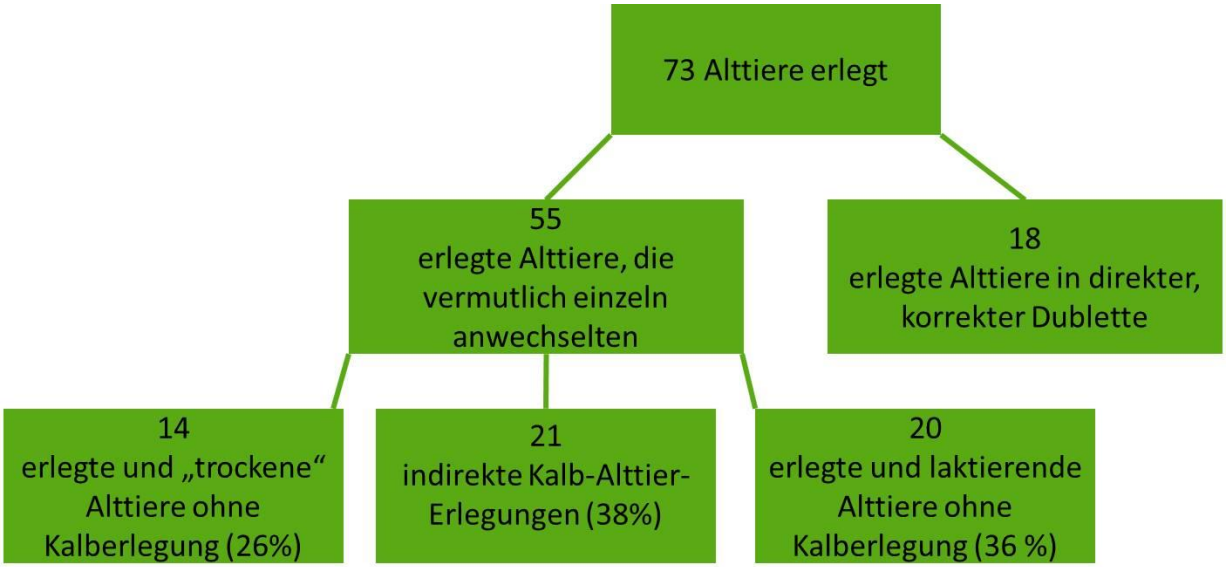



*Abbildung 1: Ergebnis der genetischen Analysen der beprobten Bewegungsjagdstrecken*

Die auf den Bewegungsjagden erlegten und beprobten zehn Schmaltiere waren in drei Fällen Alttieren als Muttertieren zuzuordnen. In einem Fall wurden Alttier, Kalb und Schmaltier im Verlauf einer Jagd erlegt, in einem zweiten Fall wurde ein nicht mehr laktierendes Alttier mit seinem Schmaltier erlegt und in einem dritten Fall ein laktierendes Alttier mit seinem Schmaltier jedoch ohne das Kalb erlegt.

Neben den Bewegungsjagden wurden auch auf einem Ansitzjagdintervall im August 2019 die Zusammengehörigkeit von sieben Kalb-Alttier-Dubletten geprüft. In einem Fall wurde ein Alttier mit zwei Kälbern erlegt, in einem anderen Fall wurde ein Alttier gemeinsam mit Kalb und Schmaltier erlegt. In allen weiteren fünf Fällen wurde ein Alttier gemeinsam mit einem Kalb erlegt. Alle sieben Alttiere waren laktierend. In ersten Fall zeigte sich, dass das zweite Kalb nicht der Zwilling war, in dem anderen Fall, dass das Schmaltier nicht zu der Mutterfamilie gehörte. In einem von sieben Fällen war die Kalb-Alttier-Dublette nicht zusammengehörig, d.h. mit dem laktierenden Alttier wurde nicht das leibliche Kalb erlegt.

# 5 DISKUSSION & FAZIT

Das von SIMON & LANG (2019) gezeigte Resultat eines hohen Anteils am Jagdtag noch führender Alttiere wurde durch die vorliegenden Untersuchungen bestätigt. Gleichzeitig liegen nun erstmals Fakten zum Risiko von Kälberwaisen bei der Freigabe einzeln anwechselnder Alttiere auf Drückjagden vor: Für ein Drittel der erlegten und einzeln anwechselnden Alttiere gelang die Erlegung des dazugehörigen Kalbes trotz der häufig hohen Kälberstrecken am Jagdtag nicht. Trotz der bisher geringen Stichprobe von 15 beprobten Bewegungsjagden weisen die Ergebnisse damit auf ein vergleichsweise hohes Risiko von Kälberwaisen bei der Freigabe einzeln anwechselnder Alttiere auf Bewegungsjagden hin.

Da in den beprobten Revieren ca. 14 Tagen vor der Bewegungsjagd in der Regel Jagdruhe herrschte, ist es unwahrscheinlich, dass am Jagdtag laktierende Alttiere in den Tagen unmittelbar vor der Jagd ihr Kalb innerhalb der Reviergrenzen der Bewegungsjagd verloren hatten. Allerdings kann nicht vollständig ausgeschlossen werden, dass Kälber in einem der angrenzenden Reviere unmittelbar vor der Jagd erlegt wurden. Solche potentielle Fehlerquellen las-

sen sich bei zukünftigen Beprobungen ausschließen, indem die Streckenmeldungen der umliegenden Reviere aus den Tagen davor geprüft werden und gleichzeitig im Zuge der Abnahme des körperlichen Nachweises eine Gewebeprobe erlegter Kälber genommen wird, die dann mit den Proben der Bewegungsjagd abgeglichen werden können.

Die Ergebnisse der vorgestellten Studie verdeutlichen jedoch, dass Freigaben wie „Der Alttierabschuss ist möglich, sofern ihr Verhalten darauf schließen lässt, dass sie nicht mehr führen“, immer das Risiko von Kälberwaisen am Ende des Jagdtages beinhalten. Denn das Verhalten tatsächlich kälberloser Alttiere ist unter der Stresssituation eines jagdlichen Treibens mit permanenten Mensch-Tier-Begegnungen und mit verfolgenden Hunden nicht von dem führender Alttiere zu unterscheiden. Hinzu kommt, dass einhergehend mit der Kommerzialisierung von Bewegungsjagden auch regelmäßig Rotwild-unerfahrene Jäger Teil der Jagdgesellschaften sind, die anwechselndes Wild in der Kürze der jagdlichen Situation häufig nicht sicher auf ihre Altersklasseneinteilung (Kalb/ Schmaltier/ Alttier) ansprechen können, gleichzeitig jedoch gerne Tiere erlegen möchten. Gepaart mit intensivem Hundeeinsatz, hochläufig und schnell jagenden Hunden, die zu Hetzen führen, oder auch übereifrigen bis fahrlässigen Schüssen auf hochflüchtiges Rotwild oder ins Rudel können weitere Ursachen für eine hohe Anzahl verwaister Kälber sein.

Um dem biologisch notwendigen Muttertierschutz beim Rotwild gerecht zu werden, sollte daher auf die Freigabe einzeln anwechselnder Alttiere auf Bewegungsjagden im Oktober und November verzichtet werden. Stattdessen sollte eine effiziente Spätsommerjagd auf Kahlwild mit erfahrenen Jägern erfolgen, um durch direkte Kalb-Alttier-Dubletten noch vor der Brunft Alttiere tierschutzgerecht zu erlegen (KINSER et al. 2020). Um den vereinbarten Alttier-Abschussplan zu erfüllen, können bei einer inzwischen hohen Kälberstrecke vor Ende der empfohlenen Jagdzeit im Dezember bei Gruppenansitzen oder bei Anrührjagden ohne Hunde mit erfahrenen und verantwortungsbewussten Jägern auch einzeln anwechselnde Alttiere erlegt werden. Gleichzeitig ist bei jeder Jagd eine grundsätzliche Prüfung des Gesäugestatus der erlegten Alttiere unverzichtbar, um den Erfolg der Jagd auch aus Sicht des Tierschutzes bewerten zu können.

Auf den Ergebnissen der vorliegenden Fallstudie aufbauend ist es nun möglich, ein umfangreicheres Projekt zu planen, das bei einer hohen Stichprobe von auf Bewegungsjagden erlegten Alttieren und Kälbern auch den Einfluss der Jagdstrategie auf das Risiko des Verwaisens von Rotwildkälbern prüft. Denn das Ziel der hier vorgestellten Studie ist es nicht, Bewegungsjagden grundsätzlich für die Jagd auf Rotwild in Frage zu stellen, sondern die Aspekte des Tierschutzes bei dieser Jagdmethode zu stärken. Die Organisation und der Ablauf von Bewegungsjagden kann so optimiert werden, das gleichermaßen effektiv und tierschutzgerecht Rotwild bejagt werden kann. Zum Beispiel ergaben sich Hinweise darauf, dass bei Jagden ohne Hundeeinsatz das Risiko des Verwaisens von Rotwildkälbern deutlich geringer sein könnte. Mögliche Faktoren, die dieses Risiko außerdem beeinflussen könnten, sind zum Beispiel die Art des Hundeeinsatzes (Hundedichte/ Art der Jagdhunde etc.), die konkrete Freigabenregelung für Alttiere oder die Höhe des bereits getätigten Kälberabschusses in den Monaten vor der Jagd. Das Ergebnis einer umfassenderen Studie können dann konkrete Empfehlungen zur tierschutzgerechten Durchführung von Bewegungsjagden auf Rotwild sein.

DEUTSCHE
WILDTIER
STIFTUNG

# 6 LITERATUR


ANDRES, D.; CLUTTON-BROCK, T.H.; KRUUK, L.E.B.; PEMBERTON, J.M.; STOPHER, K.V. & RUCKSTUHL, K.E. (2013): Sex differences in the consequence of maternal loss in a long-lived mammal, the red deer (*Cervus elaphus*). Behav. Ecol. Sociobiol. 67: 1249-1258.

APPOLLONIO, M.; PUTMAN, R.; GRIGNOLIO, S. & BARTOS, L. (2011): Hunting season in relation to biological breeding season and the implications for the control or regulation of ungulate populations. In: Putman, R.; Appollonio, M.; Andersen, R. (eds.): Ungulate management in Europe – problems and practices. Cambride University Press, Cambridge: 80-105.

BONENFANT, C.; GAILLARD, J.-M.; KLEIN, F. & HAMANN, J.-L. (2005): Can we use the young: female ratio to infer ungulate population dynamics? An empirical test using red deer *Cervus elaphus* as a model. Journal of Applied Ecology, 42: 361-370.

BÜTZLER, W. (1986): Rotwild: Biologie, Verhalten, Umwelt, Hege. 3. völlig neu bearb. Aufl. BLV Verlag, München, Wien, Zürich, 256 S.

CLUTTON-BROCK, T.H.; GUINESS, F.E. & ALBON, S.D. (1982): Red deer – Behavior and Ecology of two Sexes. Edinburgh University Press, 378 S.

FESTA-BIANCHET, M.; JORGENSON, J.T. & WISHART, W.D. (1994): Early weaning in bighorn sheep Ovis canadensis affects growth of males but not of females. Beh. Ecol. 5: 21-27.

Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2002): Hinweise zur Hege und Bejagung des Richtlinien zur Rotwildesbejagung im Lande Nordthein-Westfalen. 3. Aufl. Bonn, 52 S.

FRANTZ A.C.; TIGEL POURTOIS J.; HEUERTZ M.; SCHLEY L.; FLAMAND M.C.; KRIER A.; BERTOUILLE S.; CHAUMONT F. & BURKE T. (2006): Genetic Structure and assignment tests demonstrate illegal translocation of red deer (*Cervus elaphus*) into a continuous population. Molecular Ecology 15: 3191-3203.

GEY, M. & SIEGL, G. (2018): Angewandte Strategien zur tierschutzgerechten Rotalttierbejagung (*Cervus elaphus*) in Deutschland. Unveröff. Bachelorarbeit an der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Fakultät Wald und Forstwirtschaft, 88 S.

GRUBER, S. & HERZOG, S. (2016): Abschuss führender Rottiere – Ein Spannungsfeld zwischen strafbarer Handlung und gesetzlicher Pflicht zur Abschussplanerfüllung. Natur und Recht 38: 246-251.

HEIDEMANN, G. (1973): Zur Biologie des Damwildes (Cervus dama L. 1758). Mammalia depicta, Heft 9. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 95 S.

HESSENFORST (2018): Wald und Wild – Konzeption für lebensraumangepasste Rotwildbestände. Kassel, 18 S.

HETTICH, U. & HOHMANN, U. (2018): Telemetrische Untersuchungen zum Trennungsverhalten von Alttier und Kalb bei Rotwild – eine individualbasierte Pilotstudie (Zwischenstand April 2018). In: KÖNIG, A.; JANOSCH, A.; SUCHANT, R.; SANDRINI, M. (Hrsg.): Wildtierökologische Forschung für die Praxis – Vom Monitoring zum Management. Schriftenreihe der Vereinigung der Jagdwissenschaftler und Wildbiologen Deutschlands, Band 3: 127-132.

KALINOWSKI S.T.; TAPER M.L. & MARSHALL T.C. (2007): Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. Molecular Ecology 16: 1099-1106.

KINSER, A.; WÖLFING, B.; MÜNCHHAUSEN, H.Frhr.v.; GRÄBER, R. & SIEBERT, U. (2020): Abschussstruktur für Reduktionsprojekte beim Rotwild. AFZ-Der Wald 9/2020: 34-37.

KRÄHENMANN, A. (1971): Zur Involution des Gams-, Hirsch- und Rehgesäuges. Schweizer Archiv für Tierheilkunde 113: 504-516.

KREWER, B. (1998): Schalenwild richtig bejagen. Wildgerechte und zeitgemäße Methoden. BLV Verlag.

KURT, F. (1991): Das Reh in der Kulturlandschaft. Sozialverhalten und Ökologie eines Anpassers. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 284 S.

LOE, L.E.; RIVRUD, I.M.; MEISINGSET, E.L.; BØE, S.; HAMNES, M.; VEIBERG, V. & MYSTERUD, A. (2016): Timing of the hunting season as a tool to redistribute harvest of migratory deer across the landscape. Eur. J. Wildl. Res. 62: 315-323.

MAUSHAKE, U. (2007): Praxis tierschutzgerechter Hochwildbejagung: Muttertierschutz – Leitsätze der Bejagung. Tierschutz in der Jagd. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V.; Bd. 16: 13-16.

MEIßNER-HYLANOVÁ V.; STIER N.; PRÖLß P.; MERCKER M.; LEWETZKY P.; MÜLLER V.; GOIHL S.; SEIFERT P.; JÄHNICKE L.; SCHUBERT L.; RÜCKER J.; SEEHAFER J.; FRÖB L. & ROTH M.; (2021, in Vorb.): Populationsdichte, Populationsstruktur, Migrationsverhalten und Lebensraumnutzung des Rotwildes im linkselbischen Elbsandstein- und Erzgebirge als Grundlage für ein wald-, wildtierökologisch und waldbaulich begründetes Rotwildmanagement. Abschlussbericht zum Teilprojekt – Arbeitspaket 1: Populationsökologie. Institut für Forstbotanik und Forstzoologie, Technische Universität Dresden, Tharandt, 304 S.

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Wald und Forstwirtschaft (MULEWF) Rheinland-Pfalz, Landesjagdverband (LJV) Rheinland-Pfalz (2015): Verantwortungsvolle Bewirtschaftung des Rotwildes in Rheinland-Pfalz. Mainz und Gensingen, 10 S.

PETRAK, M. & HEIDER, A. (2017): Muttertierschutz beim Rotwild (Teil 1+2), Niedersächsischer Jäger/2017: 22-27 und 3/2017: 22-27.

POLLARD, J.C.; ASHER, G.W. & LITTELJOHN, R.P. (2002): Weaning date affects calf growth rates and hind conception dates in farmed red deer (*Cervus elaphus*). Animal Science 74, 1: 111-116.

RAESFELD, F.K.v. & REULECKE, K. (1998). Das Rotwild. Naturgeschichte, Hege, Jagdausübung. 9. Aufl. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 416 S.

SIMON, O. & LANG, J. (2005): Unter Beschuss – Abschussfreigabe von Alttieren auf Bewegungsjagden. Pirsch, 22: 8-13.

WAGENKNECHT, E. (1981): Rotwild. 4. Überarbeitete Aufl. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 489 S.

WÖLFEL, H. (1981): Zur Jugendentwicklung, Mutter-Kind-Bindung und Feindvermeidung beim Rothirsch (*Cervus elaphus*). Dissertation, Universität Wien, 108 S.

WÖLFEL, H. (1983): Zur Jugendentwicklung, Mutter-Kind-Bindung und Feindvermeidung beim Rothirsch (*Cervus elaphus*). Z. Jagdwiss. 29: 143-162.

WÖLFEL, H. (2014): Wieviel Alttier braucht das Kalb? Zum Muttertierschutz beim Rotwild. In: KINSER, A. & MÜNCHHAUSEN, H. Frhr. v. (Hrsg.) (2015): Gestresst, Verwaist und Eingesperrt. Der ethische Umgang mit unseren großen Wildtieren in Politik und Jagd. Tagungsband zum 7. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 25. bis 28. September 2014 in Warnemünde, ISBN 978-3-936802-18-4: 97-98.

DEUTSCHE
WILDTIER
STIFTUNG

VALIÈRE, N.; BONENFANT, C.; TOIGO, C.; LUIKART, G.; GAILLARD, J.-M. & KLEIN, F. (2006): Importance of a pilot study for non-invasive genetic sampling: genotyping errors and population size estimation in red deer. Conservation Genetics 8: 69-78.

VEIBERG, V.; ROLANDSEN, C.M.; HEIM, M.; SOLBERG, E.J. (2016): Omfang av morlause kalvar etter jakt pa elg og hjort (in Norwegian with English summary) (Umfang mutterloser Kälber nach Ende der Jagdsaison auf Elch und Hirsch). NINA Report 1197. ISBN: 978-82-426-2826-8, vol. 1197: 1-27.

VÖLK, F. (2016): Tierschutzgerechter „Alttier“-Abschuss. St. Hubertus 8/2016: 8-13.

Foto © Erich Marek

# Winteranpassungen des Rotwildes:

## Konsequenzen für ein artgerechtes Wildtiermanagement

aus dem Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie
Veterinärmedizinische Universität Wien

von Prof. Dr. rer. nat. Walter Arnold

***Die Härten des Winters***

Warmblütige Pflanzenfresser haben im Winter ein doppeltes Problem zu bewältigen. Es gibt deutlich weniger Nahrung, sie ist von geringerer Qualität und darüber hinaus behindert, vor allem in Bergregionen, eine oft mächtige Schneedecke die Nahrungssuche. Gleichzeitig haben warmblütige Tiere in der Kälte höhere Energieausgaben für die Aufrechterhaltung der hohen Körpertemperatur, d.h. sie müssten eigentlich mehr fressen als im Sommer. Es gibt beeindruckende Beispiele dafür, wie dieses zweifache Problem gelöst werden kann. Viele Kleinsäuger halten Winterschlaf oder fallen in sogenannte „tägliche Kältestarre“. Beides sind Reaktionen, bei denen die Tiere durch Aufgabe der hohen Körpertemperatur die Stoffwechselaktivität und damit den Energiebedarf beträchtlich senken können, winterschlafende Murmeltiere etwa auf ein Hundertstel des Sommerniveaus. Gleichzeitig bestreiten diese Tierarten den noch verbleibenden Energiebedarf während des Winters überwiegend oder ganz aus Fettreserven, die sie im Sommer aufgebaut haben. Auch bei größeren Säugetieren finden sich solche Reaktionen. Die Winterruhe der Bären ist ähnlich energiesparend wie der Winterschlaf der Kleinsäuger, nur fällt ihre Körpertemperatur lediglich um wenige Grad, während Kleinsäuger bis fast auf den Gefrierpunkt oder darunter auskühlen. Ursache hierfür ist die unterschiedliche Körpergröße. Trotz etwa gleich stark verringerter innerer Wärmeproduktion kühlt die vergleichsweise riesige Köpermasse eines Bären kaum ab.

Auch von Huftieren wurde vermutet, dass sie über ähnliche Energiesparmaßnahmen verfügen, mit deren Hilfe sie die teilweise extrem harten und langen Winter in ihren Lebensräumen überstehen. Praktisch alle früheren Untersuchungen dazu kamen aber zu dem Schluss, dass Huftiere im Winter keine winterschlafähnliche Absenkung der basalen Stoffwechselrate zeigen. Ein Fehlschluss - verursacht durch die notgedrungen unnatürliche Situation von Untersuchungen in Kleingehegen, Stoffwechselkammern, oder anderen belastenden experimentellen Bedingungen. Wie wir heute wissen, zeigen uns die Wildwiederkäuer, allesamt Fluchttiere, die sich nicht in einen schützenden Bau zurückziehen können, nur dann wozu sie wirklich in der Lage sind, wenn sie sich ganz sicher fühlen.

***Störungsfreie Untersuchungen unter naturnahen Bedingungen***

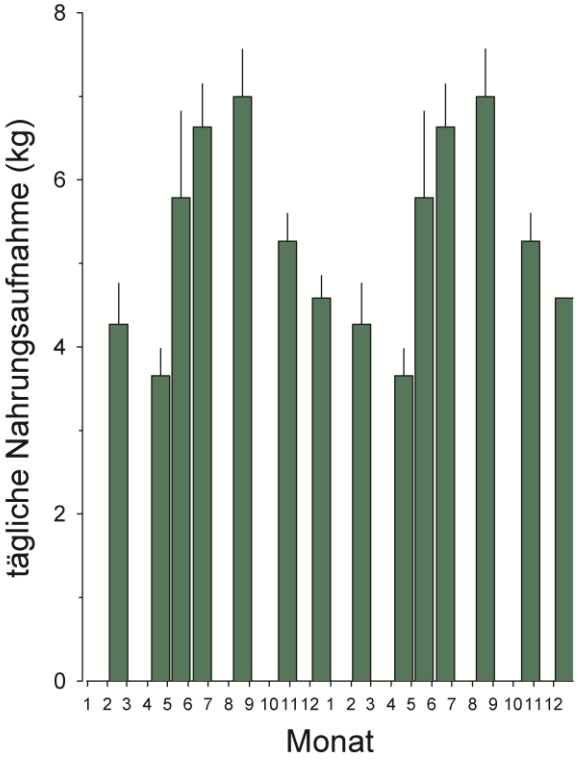
Um diese Fehlerquelle auszuschließen, wählten wir am Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie einen anderen Ansatz. Wir untersuchten Rotwild in großen Forschungsgehegen, wo es sich unter ganz naturnahen Bedingungen völlig frei bewegen konnte. Die Messungen des Energieverbrauches, der Körpertemperatur und der Aktivität der Tiere erfolgte kontinuierlich über das ganze Jahr, ohne die Tiere zu stören, mit einem speziell dafür entwickelten Telemetriesystem. Ein miniaturisierter, in Höhe des Brustbeines implantierter Sender maß hierbei die Herzschlagfrequenz, die gut die Stoffwechselaktivität widerspiegelt. Im Verhältnis zur Körpergröße war dieser Sender wesentlich kleiner als ein Herzschrittmacher, wie er in der Humanmedizin verwendet wird und beeinträchtigte die Tiere in keiner Weise. Neben der Herzschlagfrequenz wurde auch die Körpertemperatur an dieser Stelle, also im Unterhautgewebe gemessen. Das Implantat sendete beide Informationen mit ganz geringer Sendeleistung an einen Empfänger im Halsband, das die Hirsche trugen. Dort wurde es verstärkt und zusammen mit einer weiteren Information über Bewegungen des Tieres und die Halsstellung ununterbrochen aufgezeichnet. Dieses System arbeitete ohne Wartung und Batteriewechsel bis zu 3 Jahre und ermöglichte neben der Langzeitmessung physiologischer Kennwerte auch eine ziemlich genaue Abschätzung der Aktivität und der mit Nahrungsaufnahme verbrachten Zeit.

Was geht in ihnen vor? Moderne Telemetrietechnik enthüllt ungeahnte Fähigkeiten (Bild: Steiger).

Für die Anwendung an freilebendem Wild wurde das System weiterentwickelt um die Notwendigkeit der chirurgischen Implantation der Miniatursendern zu vermeiden. Dieser Sendertyp wird abgeschluckt und kommt, wie die vielfach zur Markierung von Haustieren verwendeten Transponder, dauerhaft im Netzmagen zum Liegen. Diese Pansensonde misst die gleichen Kenngrößen und in ähnlicher zeitlicher Auflösung wie das Unterhautimplantat, liefert jedoch mit der nun im Inneren des Körpers gemessenen Temperatur eine neue, wichtige Information.

### *Jahreszeitliche Veränderung der*

Eine automatische Fütterungsstation ermöglichte die individuelle Erkennung der Tiere und die genaue Erfassung der Nahrungsaufnahme (Bild: Salzel).




Tägliche Nahrungsaufnahme (Pellets und Naturäsung, gemessen in kg Trockensubstanz) zeigt deutliche jahreszeitliche Unterschiede, selbst bei unbegrenzter Futterverfügbarkeit wie in diesem Experiment. Um die saisonalen Veränderungen deutlicher kenntlich zu machen, ist der Jahresverlauf in allen Grafiken jeweils einmal wiederholt.

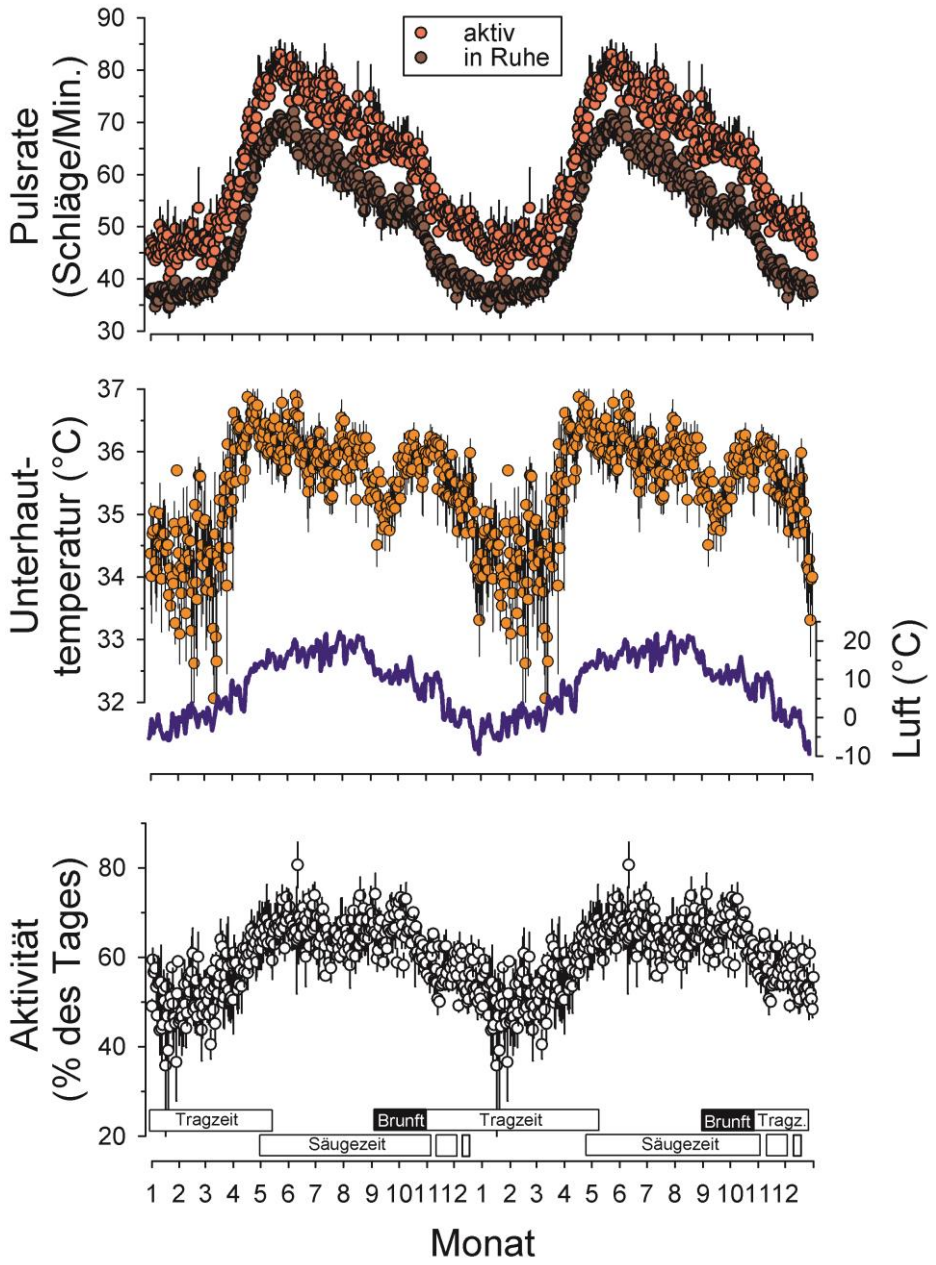
### *Nahrungsaufnahme*

Der Eichen- und Buchenmischwald und die Freifläche in unserem Forschungsgehege in Wien boten dem untersuchten Rotwild Naturäsung wie in freier Wildbahn. Die hohe Wilddichte erforderte jedoch zusätzliche Fütterung, die wir wiederum für Experimente nutzten, von denen die Tiere gar nichts mitbekamen. Sie erhielten an einer computerkontrollierten Fütterungsstation das ganze Jahr über Pellets. Die Station ermöglichte es genau zu registrieren welches Individuum sich gerade dort befand, wie viel Pellets es fraß, und wie viel das Tier wog. Zudem war die Anlage so konstruiert, dass die Tiere ungestört von anderen Rudelmitgliedern fressen konnten. Die Pellets enthielten auch eine geringe Menge einer unverdaulichen Substanz. Aus regelmäßig gesammelten Kotproben ließ sich über die Verdünnung dieser Substanz nachweisen, wie viel Naturäsung die Tiere zusätzlich zu den Pellets aufgenommen hatten.

Obwohl die Tiere stets so viele Pellets bekamen, wie sie nur wollten, glichen sie den jahreszeitlich bedingten Engpass in der Naturäsung damit nicht aus. Im Gegenteil, die Tiere fraßen im Winter sogar nur etwa halb so viel wie im Sommer. Dies deutete darauf hin, dass ein erheblicher Teil des täglichen Energiebedarfes durch den Abbau von Fettreserven gedeckt wurde. Das regelmäßige Umschalten im Jahresverlauf von Fettaufbau auf Fettabbau und umgekehrt, ist ein ganz wesentliches Merkmal der Biologie des Rotwildes, das sich selbst mit bester Fütterung nicht ausschalten lässt.

### *Energiesparen im Winter*

Fettwerden in guten Zeiten, sprich im Sommer, für die entbehrungsreiche Winterzeit, ist eine sehr sinnvolle Strategie, die Rotwild im Laufe seiner Evolution entwi-




Jahreszeitliche Veränderungen physiologischer Kenngrößen und des Verhaltens von Rotwild. Die einzelnen Phasen des Fortpflanzungsgeschehens des Rotwildes werden aus den Balken am unteren Rand der Grafik ersichtlich. Jeder Punkt entspricht dem mittleren Wert der untersuchten Tiere für den entsprechenden Tag im Jahr. Die Striche spiegeln wider, wie stark sich dabei die einzelnen Tiere unterschieden.

**Oben:** Energieverbrauch, gemessen als Pulsrate, bei Aktivität (hellrot) und in der Ruhe (dunkelrot).

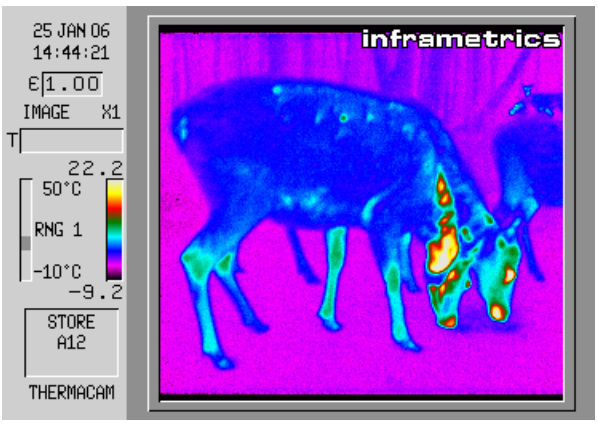
**Mitte:** Körpertemperatur unter der Haut in der Brustbeinregion mit täglichem Minimum und Maximum als Maß der Streuung (Striche). Blau: Tagesmittelwert der Lufttemperatur.

**Unten:** Tägliche Aktivitätszeit der Tiere.

ckelt hat. Um harte und lange Winter überstehen zu können, braucht es jedoch mehr, nämlich auch einen möglichst sparsamen Gebrauch dieser Reserven. Rotwild ist dazu in einem bisher ungeahnten Maße in der Lage. Am Verlauf der Pulsrate war zu sehen, dass der Gesamtenergieverbrauch der untersuchten Tiere im späten Winter auf etwa 40% des Jahreshöchstwertes sank, der nach einem raschen Anstieg im April und Mai Anfang Juni erreicht wurde (Abb, oben). Im Winter waren die Tiere auch deutlich weniger aktiv (Abb, unten), doch konnte diese Veränderung keinesfalls die ganze Abnahme im Energieverbrauch erklären. Die Pulsrate in Ruhe zeigte nämlich einen praktisch identischen Jahresgang wie die Pulsrate während der Aktivität (Abb. oben). Außerdem blieb die tägliche Aktivität über den ganzen Sommer etwa gleich hoch, während die durchschnittliche Pulsrate im gleichen Zeitraum schon merklich abnahm. Insgesamt waren die jahreszeitlichen Veränderungen bei den

untersuchten Tieren im Energieverbrauch so groß, dass die energetischen Auswirkungen von Brunft, Trag- oder Säugezeit nicht mehr besonders auffielen.

Neben geringerer Bewegungsaktivität trägt auch die Verkleinerung von Organen zur winterlichen Reduktion des Energieverbrauches bei. Organe, die aufgrund der geringeren Nahrungsaufnahme im Winter weniger gebraucht werden, schrumpfen. Das Fassungsvermögen des Pansens war bei unserem Rotwild im Spätwinter um ca. 40% geringer als im Sommer. Nicht nur der Verdauungstrakt schrumpft im Winter, sondern auch innere Organe, wie die Leber oder die Nieren. Dadurch brauchen die Tiere weniger Energie für die Erhaltung und den „Betrieb“ dieser Organe.



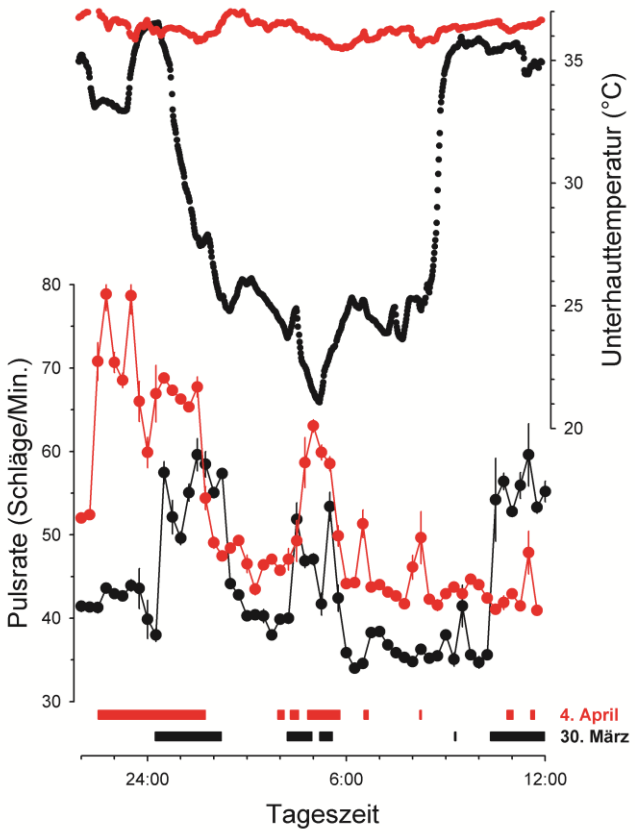

Aufnahme einer Gruppe von Hirschkühen im Winter mit der Wärmebildkamera.

Den bedeutsamsten Beitrag zum verringerten Energiebedarf des Rotwildes im Winter liefert jedoch eine Reaktion, die man bisher nur von Winterschläfern kannte. Auch Rothirsche sind in der Lage, dort zu sparen, wo in der Kälte die meiste Energie verbraucht wird, bei der Aufrechterhaltung hoher Körpertemperatur durch körpereigene Wärmeproduktion. Die Körpertemperaturmessungen zeigten, dass die Tiere die Gliedmaßen und äußeren Teile des Rumpfes, über die Wärme an die kalte Umgebung verloren wird, offensichtlich weniger durchbluten und so die Wärmeproduktion auf Sparflamme zurückfahren können. In Folge dessen kühlten sie in den äußeren Körperteilen stark aus – selbst in der dem Körperkern relativ nahe gelegenen Brustbeinregion auf bis zu 15°C. Wärmebildaufnahmen machen dies sichtbar: Diese Hirschkühe hatten bei einer Lufttemperatur von ca. -10°C. Zonen mit höherer Temperatur an der Oberfläche, die viel Körperwärme abstrahlen nur in der Kopfregion.

Niedrigere Körpertemperaturen traten bei den untersuchten Hirschen überwiegend in den kalten Nächten des Spätwinters auf, was darauf hin deutet, dass diese Energiesparmaßnahme hauptsächlich dann erfolgte, wenn widrige Wetterverhältnisse und zur Neige gehende Körperfettreserven zusammentrafen. Niedrige Lufttemperaturen alleine führten noch nicht zu niedrigeren Körpertemperaturen. Am kältesten war es während dieser Studie nämlich in den Tagen um den Jahreswechsel, die Tagesmittel der Unterhauttemperatur erreichten die niedrigsten Werte jedoch in den Monaten Februar und März (Abb. Mitte).

Die genaue Analyse einzelner Winternächte zeigte, dass die Abnahme der Wärmeproduktion im Körper unmittelbar den Energieverbrauch drosselte. Je geringer die äußere Körpertemperatur der Hirsche wurde, desto mehr ging die Pulsrate zurück und zwar sowohl in der Ruhe, als auch während der Aktivität. Die nächste Grafik zeigt diesen Effekt beispielhaft am Vergleich einer Nacht eines männlichen, 10-jährigen Hirsches Ende März mit der Nacht 5 Tage später, in der das Tier die Stoff-

wechselrate und damit die innere Wärmeproduktion und Körpertemperatur nicht zurückfuhr.




Verlauf der Körpertemperatur in der Unterhaut in zwei Spätwinternächten und der Zusammenhang mit dem Energieverbrauch (gemessen als Herzschläge pro Minute, dargestellt als Mittelwerte pro Viertelstunde; die Striche stellen ein Maß für die Variation der Messwerte dar), bei einem 10-jährigen Hirsch unter gleichzeitiger Berücksichtigung der Bewegungsaktivität des Tieres (unten, Balken=aktiv).

Der Unterschied zu echten Winterschläfern besteht beim überwinternden Rotwild lediglich darin, dass die Tiere nicht über Tage hinweg, sondern nur in der Nacht und in den frühen Morgenstunden bis zu 8-9 Stunden lang im Energiesparzustand verblieben und den Stoffwechsel auch nicht so stark drosselten wie etwa ein Murmeltier. Ganz ähnlich reagieren viele kleinere Säugetiere auf energetisch kritische Zeiten: Fledermäuse oder Waldmäuse etwa fahren bei widrigen Lebensbedingungen ihren Stoffwechsel während der täglichen Ruhephase auf Winterschlafniveau, d.h. auf einen Bruchteil des normalen Energieumsatzes zurück. Physiologen nennen dies „tägliche Kältestarre“. Kleine Tiere kühlen nämlich bei einer Verringerung der inneren Wärmeproduktion rasch aus und können sich dann kaum mehr, oder nur noch im Zeitlupentempo bewegen. Auch die untersuchten Hirsche waren in den Phasen mit verringerter innerer Wärmeproduktion weniger aktiv, vermutlich weil sie mit „klammen“ Beinen nicht mehr so gut laufen konnten. Laut unserer Messwerte aus vielen Winternächten war der Energieverbrauch während abgesenkter Unterhauttemperatur in der Ruhe durchschnittlich um 13% und während der Aktivität um 17% geringer. Die höhere Reduktion während der Aktivität kann nur so interpretiert werden, dass sich die Tiere mit kalten Beinen auch nur noch langsam bewegten. Langsamere Bewegungen kosten weniger Energie und diese Einsparung addierte sich offensichtlich zu der Einsparung aufgrund abgesenkter innerer Wärmeproduktion.

Umfangreiche Messungen der Temperatur mit dem abgeschluckten Sender im Netzmagen führten wir an einer großen Zahl freilebender Hirschen in einem Projekt im Rätikon, dem Grenzgebiet von Österreich, Liechtenstein und der Schweiz durch. Die Daten des Rätikonprojektes zeigen, dass die Körpertemperatur nicht nur in den äußeren Teilen absinkt, sondern gleichzeitig auch im Körperkern. Im Gegensatz zu Kleinsäugern beträgt die Reduktion im Körperinneren des Rothirsches aber nur wenige Zehntel Grade. Ursache ist die höhere thermische Trägheit des sehr viel größe-

ren Tierkörpers, der selbst bei massiver Verringerung der körpereigenen Wärmeproduktion kaum auskühlt, wenn diese Reaktion nur wenige Stunden andauert. Im Prinzip sind die physiologischen Reaktionen, die Rothirsche in den kalten Nächten des Spätwinters zeigen, jedoch keine anderen als jene, die auch Murmeltier, Siebenschläfer oder Igel das Überleben im Winter sichern.

***Konsequenzen für das Rotwildmanagement***

Das wichtigste Ergebnis unserer Untersuchungen zu den Winteranpassungen des Rotwildes sind die zu erwartenden Auswirkungen von Beunruhigungen in der Winterzeit. Aus unseren Messungen lässt sich ableiten, dass Rotwild einen etwa um 15% erhöhten Energiebedarf hat, wenn es durch Beunruhigung zu einem Aktivitätsniveau gezwungen wird, das dem des Sommers entspricht. Hinzu kommen weitere 17% wenn die Tiere sich nicht mehr in den Energiesparzustand wagen, was bei beunruhigtem Rotwild zu erwarten ist. Rotwild ist ein klassisches Fluchttier, das eine Einschränkung der Fluchtfähigkeit nur dann riskieren wird, wenn es sich absolut sicher fühlt. In Summe bedeutet dies, dass beunruhigtes Winterwild einen Energiebedarf haben kann, der um ca. 30% höher ist als er eigentlich sein müsste. In die Praxis übertragen heißt das, dass bei gleichem Wildschadensniveau der Rotwildbestand um 30% höher sein könnte, falls die Tiere ihre Fähigkeit zum Energiesparen voll einsetzen.

Ruhe im Revier ist daher die wichtigste Maßnahme in der Winterzeit. Für den Jäger hat diese Erkenntnis eine klare Konsequenz: Spätestens um Weihnachten muss der notwendige Abschuss erledigt sein. Die derzeit in Deutschland gültigen Jagd- und Schonzeiten des Rotwildes missachten die Bedürfnisse dieser Tierart. Wo im Spätwinter noch gejagt wird, braucht man sich über Wildschäden an der Waldvegetation nicht wundern. Zur Ruhe im Revier muss natürlich nicht nur die Jagd, sondern jegliche Art der Landschaftsnutzung und Freizeitaktivität in der Natur beitragen. Wildruhezonen mit einem absoluten Betretungsverbot im Winter sind eine geeignete Maßnahme, wie langjährige Erfahrungen im Schweizer Kanton Graubünden zeigen.

***Fazit***

Die Anwesenheit von Rotwild in der Kulturlandschaft ist ohne Zweifel nicht unproblematisch. Die Schäl- und Verbissschäden an Forstkulturen und die Beeinträchtigung der natürlichen Waldverjüngung durch Rotwild können leicht ein untragbares Ausmaß annehmen. Die Situation entschärfen kann ein kluges Wildtiermanagement, das es dem Rotwild ermöglicht seine Fähigkeit zur Reduktion des Energieverbrauches im Winter und damit des Nahrungsbedarfes in vollem Umfang einzusetzen. Die Tiere brauchen dazu die Möglichkeit des Rückzuges in ungestörte Einstände. Die Garantie dieser Möglichkeit muss deshalb essentieller Bestandteil eines natur- und artgerechten Rotwildmanagements sein.

# 2 Evidenzbasiertes Rotwildmanagement in Deutschland: Eine Übersicht und Vorschläge für die Zukunft

## Evidence-based red deer management in Germany: An overview and suggestions for the future

Niko Balkenhol

*„Ich danke Dr. Andreas Kinser und Prof. Dr. Walter Arnold für wertvolle Anmerkungen zu diesem Kapitel“.*

### Inhaltsverzeichnis

2.1 Einleitung ..... 5
2.2 Grundsätzliche Ausrichtung eines evidenzbasierten Rotwildmanagements ..... 7
2.3 Übersicht und Diskussion zum derzeitigen Rotwildmanagement ..... 12
2.4 Fazit für ein evidenzbasiertes Rotwildmanagement ..... 26
Literatur ..... 31

## 2.1 Einleitung

Unsere Wahrnehmung von Wildtieren und unser Umgang mit ihnen wird stark von persönlichen Emotionen, Werten und Erfahrungen beeinflusst (vgl. Kap. 11, Castillo-Huitron et al. 2020). Gerade bei Tierarten mit großem Konfliktpotenzial ist es daher wichtig, ihr Management evidenzbasiert zu gestalten, also basierend auf wissenschaftlich gewonnenen Erkenntnissen (Kap. 1). Zu solch konfliktträchtigen und mit starken Emotionen verknüpften Tierarten zählen auch unsere heimischen Rothirsche (*Cervus elaphus*), die in der Jägersprache als Rotwild bezeichnet werden. Rothirsche sind, abgesehen von nur sehr lokal wieder vorkommenden Wisenten (*Bos bonasus*) und Elchen (*Alces alces*), die größten wildlebenden Pflanzen-

N. Balkenhol (✉)
Georg-August Universität Göttingen, Wildtierwissenschaften, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Göttingen, Deutschland
E-Mail: nbalken@gwdg.de

© Der/die Autor(en) 2023

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_2

fresser in Deutschland. Rothirsche faszinieren mit ihrem imposanten Geweih und dem beeindruckenden, teils lautstarken Paarungsverhalten während der Brunft. Im Arten- und Naturschutz wird Rotwild oft als Leitart herangezogen, z. B. wenn es um die Identifizierung großer unzerschnittener Lebensräume oder die Ausweisung von Wanderkorridoren für Wildtiere geht (Herrmann et al. 2007). Zahlreiche wissenschaftliche Studien beschäftigen sich u. a. mit dem komplexen Sozialverhalten von Rothirschen (z. B. Clutton-Brock et al. 1982), und die Jagdliteratur enthält mindestens ebenso viele Texte zur Hege und Bejagung der Art (z. B. Deutz et al. 2015; Zeiler 2014). Gleichzeitig können Rothirsche aber auch eine Herausforderung für die Forstwirtschaft darstellen, da durch sie verursachte Schäden immense finanzielle Einbußen bedeuten und waldbauliche Ziele gefährden können (Bobrowski et al. 2020). Bedenkt man diese unterschiedlichen Blickwinkel auf den Rothirsch, so ist es wenig verwunderlich, dass die deutsche Gesellschaft eine vielschichtige Beziehung zum Rothirsch entwickelt hat und dass die Art im Laufe der Jahrzehnte eine wechselhafte Geschichte durchlebt hat (Stöcker 2014).

Ein besonders hartnäckiger, fast schon traditioneller Konflikt besteht seit Jahrzehnten zwischen Waldbesitzenden bzw. -bewirtschaftenden auf der einen und Jagdausübenden auf der anderen Seite (Ammer et al. 2010). Innerhalb dieses sogenannten „Wald-Wild-Konfliktes“ zahlen Jagdausübende teils viel Geld, um Rotwild bejagen zu können, sie sind daher eher an hohen Rotwilddichten oder zumindest ausreichenden Erlegungsmöglichkeiten interessiert, und manche von ihnen möchten vor allem Hirsche mit großen Geweihen (Trophäen) erlegen. Die Forstseite hat hingegen mit dem hohen Schadpotenzial von Rotwild zu kämpfen, das sich durch das Fressen von jungen Baumpflanzen (Verbiss) ergibt, durch das Abnagen der Baumrinde bei größeren bzw. älteren Bäumen (Schäle) oder durch das Abreiben der Basthaut vom neugebildeten Geweih an Bäumen und Sträuchern (Fege). Um solche Schäden zu reduzieren, werden oftmals geringere Rotwilddichten gefordert, die z. B. über verlängerte Jagdzeiten und höhere Abschusszahlen erreicht werden sollen. Vor diesem Hintergrund kommt der Jagd im Rotwildmanagement eine besondere Bedeutung zu.

In diesem Kapitel fasse ich zusammen, wie ein evidenzbasiertes Rotwildmanagement gestaltet sein sollte und welche Evidenzen es für verschiedene Aspekte des Rotwildmanagements gibt. Hierbei fokussiere ich mich vor allem auf Themen, die meinen eigenen Forschungsschwerpunkten entsprechen bzw. die mir für das praktische Management besonders relevant erscheinen. Ich skizziere dafür zunächst die grundsätzliche Ausrichtung eines evidenzbasierten Rotwildmanagements und beleuchte dann unseren aktuellen Wissensstand sowie typische Ansätze im praktischen Rotwildmanagement. Am Ende gebe ich grundsätzliche Empfehlungen für ein evidenzbasiertes Rotwildmanagement und identifiziere bestehende Wissenslücken, aus denen sich weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf ergibt.

## 2.2 Grundsätzliche Ausrichtung eines evidenzbasierten Rotwildmanagements

Der Begriff Wildtiermanagement „… umfasst alle Tätigkeitsbereiche und Maßnahmen, die das Vorkommen, das Verhalten und die Populationsentwicklung von Wildtieren so steuern, dass die verschiedenen Interessen, Ansprüche und Rechte der Menschen erfüllt und die Bedürfnisse der Wildtiere berücksichtigt werden“ (Suchant 2015). Aus dieser Definition lassen sich indirekt mindestens drei Fakten ableiten, die für das Rotwildmanagement besonders relevant erscheinen. Erstens müssen beim Management auch menschliche Belange berücksichtigt werden, sodass es nicht ausreicht, lediglich Evidenzen zu nutzen, die sich allein auf die Rothirsche beziehen. Zweitens sollte es nicht allein darum gehen, Rotwildpopulationen numerisch zu steuern, also ihre Dichten auf ein bestimmtes Niveau zu bringen oder zu halten – auch die Verteilung und das Verhalten der Hirsche sind wichtige Aspekte im Management. Drittens sind die Begriffe Rotwildmanagement und Rotwildbejagung nicht synonym, da die Jagd lediglich eine der im Management angewandten Tätigkeiten darstellt.

Dementsprechend sind bestimmte Vorgaben für die Bejagung von Rotwild oder Rotwilddichten niemals die eigentlichen Ziele eines Managements, sondern sollen lediglich zum Erreichen dieser Ziele beitragen (s. Abb. 2.1, linke Hälfte).

Tatsächlich gehen wir bei der Planung des Managements oft von direkten und indirekten Zusammenhängen aus, die aber aus wissenschaftlicher Sicht vielleicht gar nicht immer und überall zutreffen. So muss eine verstärkte Bejagung nicht zwangsläufig zu einer verringerten Wilddichte führen, und eine verringerte Dichte muss sich nicht unbedingt in reduzierten Schäden widerspiegeln. Die Zusammen-

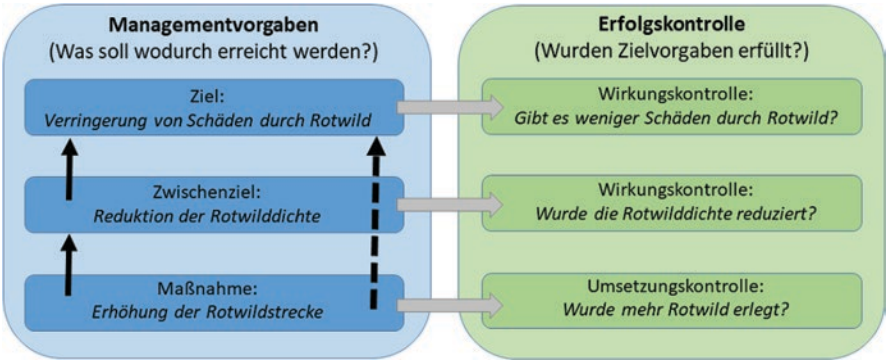



**Abb. 2.1** Beispielhafte Darstellung von unterschiedlichen Managementvorgaben (links) und den verschiedenen Ebenen einer Erfolgskontrolle (rechts) im evidenzbasierten Rotwildmanagement. Oft gehen wir beim Management von Zusammenhängen aus, die direkt (durchgängige schwarze Pfeile) und indirekt (gestrichelter Pfeil) sein können

**Fig. 2.1** Exemplary display of different management guidelines (left) and the different levels of a control of success (right) for evidence-based red deer management. In wildlife management, we often assume relationships that can be direct (solid black line) or indirect (dotted black line)

hänge sind stattdessen sehr komplex, daher ist es auch nicht verwunderlich, wenn trotz erhöhter Rotwildstrecke keine Verbesserung der Schadsituation eintritt. Erst durch eine auf das Management abgestimmte Erfolgskontrolle kann somit die Wirksamkeit von Maßnahmen evaluiert werden.

### 2.2.1 Erfolgskontrolle und adaptives Rotwildmanagement

Eine solche Erfolgskontrolle ist auch wichtiger Bestandteil eines adaptiven Rotwildmanagements, das dynamisch an sich verändernde Ausgangsbedingungen angepasst werden kann. Innerhalb eines adaptiven Managements versuchen wir über die systematische Nutzung neu hinzukommender Informationen jene Managementmaßnahmen zu identifizieren, die besonders gut geeignet sind, um die vorab definierten Ziele des Managements zu erreichen. Die Erfolgskontrolle innerhalb eines adaptiven Managements sollte aus zwei Elementen bestehen: *a)* einer Umsetzungskontrolle, bei der überprüft wird, ob Managementmaßnahmen, z. B. jagdliche Vorgaben, wie vereinbart umgesetzt wurden, und *b)* einer Wirkungskontrolle, bei der überprüft wird, ob die Maßnahmen den gewünschten Effekt hatten (Abb. 2.1 rechte Seite). Grundlage für eine Erfolgskontrolle innerhalb eines adaptiven, evidenzbasierten Rotwildmanagements ist somit ein langfristig angelegtes Monitoring.

### 2.2.2 Monitoring im Rotwildmanagement

Ein evidenzbasiertes und adaptives Management orientiert sich entlang von mindestens drei Komponenten, die innerhalb eines langfristigen Monitorings erfasst werden sollten, nämlich der Populationsentwicklung, dem Wildzustand und dem Einfluss des Wildes auf die von ihm bewohnten Ökosysteme (Fiderer et al. 2021; Morellet et al. 2007).

Auch die verschiedenen Jagd- und Wildtiermanagementgesetze in Deutschland fordern letztlich in unterschiedlichem Wortlaut, dass die Bewirtschaftung von Wildtieren nachhaltig erfolgen soll, dass hierdurch gesunde Wildbestände geschaffen bzw. erhalten werden sollen und dass insbesondere Land- und Forstwirtschaft nicht durch Wildbestände beeinträchtigt werden dürfen. Wer diese Ziele in Bezug auf Rotwild erreichen möchte, muss beim Management also einerseits die Entwicklung von Rotwildpopulationen, andererseits aber auch die körperliche Verfassung der Tiere und die Einwirkung des Rotwildes – insbesondere auf Verjüngungsflächen im Wald – anhand von geeigneten Indikatoren erfassen und berücksichtigen.

Eine Beschreibung der verschiedenen Methoden zur Erfassung dieser drei Komponenten bzw. der jeweiligen Indikatoren würde den Umfang dieses Kapitels bei Weitem sprengen, dennoch möchte ich in den folgenden Abschnitten einige grundsätzliche Anmerkungen dazu machen, soweit sie für das Rotwildmanagement relevant sind.

#### 2.2.2.1 Erfassung der Populationsentwicklung beim Rotwild

Die Größe von Wildtierpopulationen zu erfassen, ist notorisch schwierig, und es wurde eine fast unüberschaubare Vielzahl von Methoden zu diesem Zweck entwickelt. Eine perfekte Methode zur Erfassung von Wildbeständen gibt es bis heute nicht, auch wenn Fortschritte in Technik und Statistik in den letzten Jahren erhebliche Verbesserungen auf diesem Gebiet ermöglicht haben. So kann auch die Größe von Rotwildbeständen heute mit modernsten Verfahren, basierend auf Nachtsichtgeräten, Fernerkundung oder Genetik abgeschätzt werden (vgl. Corlatti et al. 2016; Ebert et al. 2021; Franke et al. 2012; Gräber et al. 2020). Wissenschaftlich gesehen sind solche Verfahren natürlich optimal für ein evidenzbasiertes Management geeignet, doch ist es finanziell, logistisch und auch rechtlich eine immense Herausforderung, sie flächendeckend und fortwährend anzuwenden.

Anstatt die absolute Anzahl an Individuen (Abundanz) abzuschätzen, wird im praktischen Management daher oftmals lediglich mit Indizes gearbeitet, die Veränderungen der Abundanz anzeigen sollen, also ob ein Bestand wächst, schrumpft oder stabil bleibt (Hofer 2016; Witmer 2005). Neben der Veränderung der Populationsgröße ist gerade für das Rotwildmanagement außerdem die Struktur einer Population von großem Interesse, also das Geschlechterverhältnis und die Altersverteilung (siehe Abschn. 2.3.3).

Beim Rotwild in Deutschland wird dafür vor allem die Jagdstrecke genutzt, und teils werden Rückrechnungsmethoden basierend auf der Jagdstrecke angewandt, um Abundanzen und Populationsstrukturen abzuleiten und die Abschussplanung durchzuführen (Hagen et al. 2018; Lang et al. 2016; Müller 2017). Die einfache Rückrechnung, auch als retrospektive Kohortenanalyse bezeichnet (Lang et al. 2016), kann dabei lediglich einen Mindestbestand errechnen, in dem alle erlegten Rothirsche anhand ihres Alters in ihr jeweiliges Geburtsjahr „zurückgelegt“ werden, sodass der Bestand rekonstruiert werden kann.

Streng genommen bildet die Jagdstrecke nur dann die genaue Entwicklung der tatsächlichen Population ab, wenn der prozentuale Anteil erlegter Tiere an der Gesamtpopulation stets gleich bleibt und keine selektive Auswahl der erlegten Individuen stattgefunden hat. Da es aber meist behördlich festgelegte Abschussvorgaben gibt (siehe Abschn. 2.3.3), manche Jagdausübende eine selektive Auswahl bestimmter Trophäenträger verfolgen und auch die Bejagbarkeit unterschiedlicher Geschlechter und Altersklassen variiert, stellt die Jagdstrecke keine echte Zufallsprobe aus dem Gesamtbestand dar (Martínez et al. 2005). Dennoch zeigen Studien immer wieder, dass die Jagdstrecke über lange Zeiträume und große Gebiete die tendenzielle Dynamik von Populationen gut reflektiert (Donini et al. 2021; Gärtner 2017; Hagen et al. 2018). Somit eignen sich Jagdstreckenanalysen vor allem zur Validierung zurückliegender Bestandeseinschätzungen, anhand derer das Management – insbesondere die Jagdplanung – rückschauend überprüft werden können (Bauling et al. 2013a, b).

#### 2.2.2.2 Erfassung des Rotwildeinflusses auf (Wald-)Ökosysteme

Rothirsche erfüllen viele wichtige Funktionen in den von ihnen bewohnten Ökosystemen und ihr Verhalten kann sich positiv auf die biologische Vielfalt auswirken

(Herbst et al. 2016; Riesch et al. 2019, 2020). Von besonders hohem Interesse sind im Management meist die Auswirkungen auf forstlich relevante Pflanzenarten auf Waldverjüngungsflächen, doch auch wirtschaftlich weniger bedeutende Zeigerarten (wie z. B. Heidel- oder Brombeere) werden herangezogen, um den ökologischen Einfluss von Rotwild und anderen Pflanzenfressern im Wald und anderen Ökosystemen zu erfassen. Hierfür wurden über die Jahre etliche Verfahren mit unterschiedlichen Vor- und Nachteilen entwickelt (z. B. Morellet et al. 2001; Trisl und Akça 1998). Im Sinne eines evidenzbasierten Managements sollten geeignete Verfahren den Rotwildeinfluss so erfassen, dass Rückschlüsse auf *a)* die Entwicklung des Rotwildbestandes und/oder *b)* den durch das Rotwild entstandenen Schaden getroffen werden können, damit sich das Management an diesen beiden Aspekten orientieren kann. Somit kommen in erster Linie Verfahren in Frage, die entweder die (relative) Verbissbelastung oder Schäl- bzw. Fegeschäden durch eine statistisch abgesicherte Herangehensweise erfassen (Bödeker et al. 2021; Frerker et al. 2013), oder die eine objektive und nachvollziehbare monetäre Bewertung von Schäden beinhalten (z. B. Suchant et al. 2012). Beide Ansätze ergänzen sich gut, denn eine Erfassung insbesondere der relativen Verbissbelastung verschiedener Pflanzen gibt Aufschluss darüber, wie sich der Wildeinfluss auf die Vegetation entwickelt, und sollte zumindest im groben Zusammenhang mit der Populationsdichte und -verteilung stehen. Die monetäre Bewertung von Schäden kann hingegen aufzeigen, ob der Wildeinfluss ökonomisch tragbar ist. Denn ein Schaden besteht eigentlich nur, wenn forstwirtschaftliche Zielsetzungen aufgrund des Wildeinflusses nicht erreicht werden. Forstliche Gutachten zur Einschätzung des Wildeinflusses sind aus wissenschaftlicher Sicht kritisch zu sehen, da sie immer eine subjektive Wahrnehmung beinhalten und somit nicht transparent und reproduzierbar sind. Ebenso wenig eignen sich Kontrollzaunverfahren, bei denen über den räumlichen Ausschluss von Wildtieren Weiserflächen entstehen, in denen die Waldentwicklung ohne den Einfluss der Pflanzenfresser beobachtet werden kann. Solche Verfahren eignen sich, um das Verjüngungspotenzial eines Waldbestandes zu demonstrieren, sie können jedoch keine Veränderungen im Wildbestand oder der Schadenssituation außerhalb des Zaunes aufzeigen.

#### 2.2.2.3 Erfassung des Rotwildzustandes

Die (aufgebrochenen) Körpergewichte erlegter Rothirsche werden in der Regel protokolliert, die erlegten Tiere werden augenscheinlich auf Krankheiten und Parasiten untersucht, und auch das Vermessen der Hinterlauflängen ist mit speziellen Messschienen einfach umsetzbar (Garel et al. 2010). Zusammen geben diese Daten Aufschluss über die Verfassung der Individuen in Bezug auf ihren Ernährungs- und Gesundheitszustand zum Zeitpunkt der Erlegung (Kondition) sowie den körperlichen Zustand, den die Individuen aufgrund ihrer Gene und den Lebensbedingungen insbesondere während ihrer frühen Wachstumsphase entwickeln konnten (Konstitution). Hierdurch ist es langfristig möglich, Rückschlüsse zu den Lebensraumbedingungen der Individuen zu ziehen, insbesondere was die Populationsdichte in Bezug auf die Lebensraumkapazität angeht. Liegt die Dichte über der Lebensraumkapazität, so sollten die Tiere geringe Wildbretgewichte aufweisen und langfristig

insgesamt körperlich schwächer entwickelt sein, als wenn die Populationsdichte unter der Kapazität liegt. Bei zu hohen Dichten sollte auch der Wildeinfluss auf den Lebensraum (z. B. Verbiss, s. o.) entsprechend hoch sein. Kondition ist direkt von äußeren Einflüssen abhängig und daher im Jahresablauf und über verschiedene Jahre Schwankungen unterworfen. Dies muss bei der Datenanalyse natürlich berücksichtigt werden, damit man z. B. nicht durchschnittliche Kälbergewichte aus zwei Jahren vergleicht, in denen in einem Jahr viele Kälber bereits im August und im anderen Jahr erst im Spätherbst erlegt wurden (Radler und Reulecke 1979; Vetter und Arnold 2018). Ebenso müssen langfristige Trends, z. B. in Bezug auf eine durch Klimawandel und Landnutzungsänderungen gestiegene Nahrungsverfügbarkeit und -qualität berücksichtigt werden, da auch diese sich auf Körpergewichte auswirken können.

Durch die gleichzeitige Betrachtung von Populationsentwicklung, Verbiss und körperlicher Verfassung der Tiere können aufschlussreiche Zeitreihen entstehen (s. Abb. 2.2).

Im linken Szenario der Abbildung wächst der Rotwildbestand zwar deutlich, dennoch steigen weder Verbissschäden, noch sinken die Körpergewichte. Die Population ist also trotz des Wachstums noch unter der Lebensraumkapazität. Im mittleren Szenario wurde aufgrund von hohen Schäden der Abschuss von Rotwild erhöht und die Population dadurch zwar tatsächlich reduziert, der Verbiss bleibt jedoch auf einem ähnlichen Niveau wie im Ausgangsjahr. Das eigentliche Managementziel wurde also nicht erreicht. Im rechten Szenario steigen mit dem Bestand auch die Schäden, während die Wildbretgewichte sinken. Hier erscheint die Populationsdichte also zu hoch.

Letztlich wird es uns nur die Erfolgskontrolle innerhalb eines adaptiven Rotwildmanagements ermöglichen, Wirksamkeit und Wirtschaftlichkeit verschiedener Managementmaßnahmen unter unterschiedlichen Bedingungen zu evaluieren. Kon-

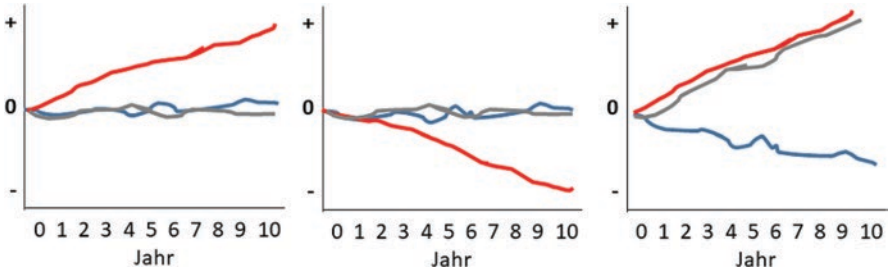



**Abb. 2.2** Hypothetische Beispiele für Ergebnisse eines indikatorbasierten Monitorings innerhalb eines evidenzbasierten Rotwildmanagements. Dargestellt ist die Entwicklung der geschätzten Rotwildpopulation (rote Linie), der Körpergewichte erlegter Individuen (blaue Linie) und der Verbissschäden (graue Linie) ausgehend von der Ausgangssituation im ersten Jahr des Monitorings (Jahr 0). Weitere Erläuterungen im Text (Morellet et al. 2007)

**Fig. 2.2** Hypothetical example of results of an indicator-based monitoring within an evidence-based red deer management. The lines present the development of the red deer population size (red), the body weights of harvested individuals (blue), and the browsing impact (grey) in comparison to the start of the monitoring (year 0). Further explanations in the main text

sequent und systematisch durchgeführt kann ein Monitoring der drei Komponenten Populationsentwicklung, Wildzustand und Wildeinfluss somit auch dazu beitragen, eben jene Evidenzen zu schaffen, auf denen das Management aufgebaut werden sollte.

## 2.3 Übersicht und Diskussion zum derzeitigen Rotwildmanagement

### 2.3.1 Verbreitung und Fragmentierung von Rothirschvorkommen

In Europa kommt der Rothirsch nur noch in weniger als 10 % seines einstigen Verbreitungsgebietes vor (Kinser et al. 2010), und die Verkleinerung und Zerschneidung des verbleibenden Lebensraumes gilt als eine der größten Bedrohungen für den Erhalt der Bestände (Zachos und Hartl 2011). In Deutschland kommen die ca. 240.000 Rothirsche noch auf ca. 25 % der Landesfläche vor, wobei die Verbreitungsgebiete meist innerhalb großer Waldgebiete zu finden sind (Kinser et al. 2010). Dies hat vor allem historische Gründe, denn in den offenen Agrarlandschaften wurden Rothirsche insbesondere nach der Revolution 1848 praktisch ausgerottet und kamen kaum noch außerhalb von Waldrefugien vor. In einigen Bundesländern wurden zudem ab den 1950er-Jahren Gebiete ausgewiesen, außerhalb derer die Tierart nicht vorkommen darf und per gesetzlicher Vorgabe erlegt werden muss. Diese „Rotwildgebiete“, die je nach Bundesland auch als Rotwildbezirke oder Rotwildbewirtschaftungsgebiete bezeichnet werden, wurden u. a. aufgrund von forst-, jagd- und agrarpolitischen Interessen etabliert. Vor allem Teile Südwestdeutschlands wurden dadurch zu rotwildfreien Gebieten. Somit ergibt sich eine heterogene und teils fragmentierte Verbreitung von Rothirschen in Deutschland, die stark vom Menschen vorgegeben wird (s. Abb. 2.3).

#### 2.3.1.1 Genetische Fragmentierungseffekte

Die Fragmentierung der Rotwildvorkommen durch rotwildfreie Gebiete und die in Deutschland erhebliche Zerschneidung der Landschaft durch Siedlungen, Straßen etc. hat auch genetische Konsequenzen. Studien belegen, dass das rezente Rotwild in Deutschland eine geringere genetische Diversität und höhere Inzuchtwerte aufweist als noch vor 200 oder auch 60 Jahren (Hoffmann et al. 2016; Willems et al. 2016). Eine hohe genetische Vielfalt ist wichtig, um die Anpassungsfähigkeit von Arten und Populationen zu gewährleisten, und auch eine hohe individuelle Fitness (Überleben, Fortpflanzung) ist oft positiv mit hoher genetischer Diversität korreliert (Frankham et al. 2017). Sehr kleine Populationen können genetische Vielfalt über die Zeit verlieren, insbesondere, wenn kein ausreichender Genfluss aus anderen Populationen erfolgt. Bei anhaltendem geringem Genfluss differenzieren sich Populationen genetisch immer mehr voneinander, während starker Genfluss dazu führt, dass sich auch räumlich getrennte Populationen genetisch sehr ähnlich sein können. In kleinen Populationen kann es auch zu Inzucht, also der Verpaarung eng verwandter Individuen kommen. Im schlimmsten Fall kommt es zu Inzuchtdepression,

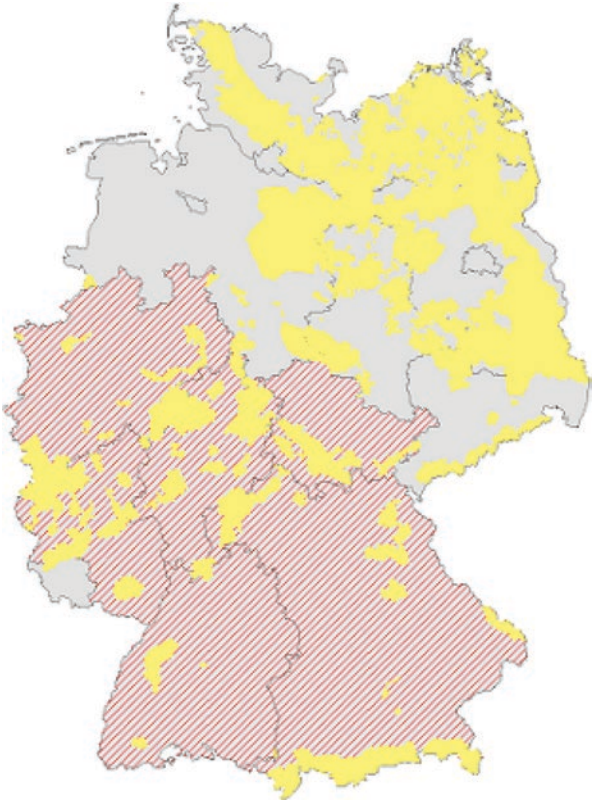


**Abb. 2.3** Verbreitung von Rothirschen in Deutschland. Gelbe Flächen zeigen die unterschiedlichen Rotwildvorkommen. In den rot schraffierten Bundesländern darf Rotwild außerhalb der offiziellen Rotwildgebiete per Gesetz nicht vorkommen. (Quelle: Deutsche Wildtier Stiftung)
**Fig. 2.3** Distribution of red deer in Germany. Yellow areas show the different red deer populations. In the red hatched states, legal regulations do not allow red deer to exist outside of official red deer areas. (Source: Deutsche Wildtier Stiftung)

also einer Verminderung der Fitness von Individuen und der Lebensfähigkeit von Populationen. In diesem Zusammenhang ist auch die genetisch-effektive Populationsgröße ($N_e$) ein wichtiger Parameter, der – vereinfacht ausgedrückt – widerspiegelt, wie viele Individuen ihre Gene an die nächste Generation weitergeben. Selbst wenn die tatsächliche Population groß und ihre Fortpflanzungsrate hoch ist, kann die genetisch-effektive Populationsgröße klein sein, wenn sich alle an der Reproduktion beteiligten Individuen genetisch sehr ähnlich sind. Auch das Paarungssystem beeinflusst $N_e$, und gerade bei polygynen Arten wie dem Rotwild besteht die Gefahr, durch selektive Jagd die genetisch-effektive Populationsgröße weiter zu reduzieren, z. B., wenn durch die Jagd natürliche Geschlechterverhältnisse verschoben werden (siehe Abschn. 2.3.3.1).

Als grobe Faustregeln werden im Artenschutz oft genetisch-effektive Populationsgrößen > 50–100 gefordert, um Populationen kurzfristig vor Inzuchtdepression zu

bewahren, ein $N_e > 500–1000$ wird verlangt, um langfristig den Verlust genetischer Vielfalt zu verhindern (Franklin 1980; Reed und Bryant 2000).

#### 2.3.1.2 Genfluss, genetische Diversität und Inzucht

Schon Zachos et al. (2006) konnten in einer stark isolierten Rotwildpopulation in Schleswig-Holstein sehr niedrige genetische Diversität, hohe Inzuchtwerte und eine sehr kleine genetisch-effektive Populationsgröße von nur sieben Tieren nachweisen, bei einer Populationsgröße von ca. 60 Individuen. In dieser Population wurden mehrere Fälle von *Brachygnathia inferior* nachgewiesen, einer morphologischen Fehlbildung, bei der eine Verkürzung des Unterkiefers auftritt. *Brachygnathia inferior* gilt als Folge von Inzucht bei verschiedenen Säugetierarten und wurde bei Rotwild in Deutschland erstmals 1978 wissenschaftlich dokumentiert (Meyer 1979). Reiner und Willems (2021) stellten bei drei Rotwildkälbern mit verkürztem Unterkiefer einen überdurchschnittlich hohen Inzuchtgrad im Vergleich zu anderen Individuen aus hessischen Rotwildvorkommen fest. Dennoch ist es erstaunlich, dass die Zusammenhänge zwischen dem Auftreten von Unterkieferverkürzungen, Genetik und den Auswirkungen auf individuelle Fitness und Populationsdynamiken bisher nicht detaillierter untersucht wurden.

Auch auf größerer räumlicher Ebene zeigen sich deutliche Anzeichen für genetische Isolationseffekte bei deutschen Rothirschen. Edelhoff et al. (2020) konnten zeigen, dass sich die 12 offiziellen Rotwildvorkommen in Schleswig-Holstein in neun genetisch differenzierte Subpopulationen aufteilen, dass nur rund die Hälfte der Rotwildvorkommen eine genetisch-effektive Populationsdichte über 50 aufweist, und dass die genetische Diversität einzelner Vorkommen abhängig ist von der Dichte benachbarter Vorkommen. Ähnlich fielen die Ergebnisse in Untersuchungen in Hessen aus, einem Bundesland, in dem weiterhin Rotwildgebiete bestehen. Reiner et al. (2021) konnten hier ebenfalls eine starke genetische Differenzierung zwischen den offiziellen Rotwildvorkommen aufzeigen, von denen keines ein $N_e$ größer als 279 aufwies, also deutlich unter dem langfristig nötigen Wert von 500–1000.

Für ganz Deutschland konnte auch Westekemper (2022) nachweisen, dass die meisten der insgesamt 34 beprobten Rotwildvorkommen genetisch voneinander isoliert sind, dass kaum rezenter Genfluss nachzuweisen ist, und dass hierfür insbesondere Straßen, Siedlungen und rotwildfreie Gebiete verantwortlich sind. Lediglich im Nordosten von Deutschland gibt es ausreichend Genfluss, um genetische Differenzierung zu vermeiden, die dort beprobten Rotwildvorkommen weisen generell auch die höchste genetische Diversität und die geringsten Inzuchtwerte auf.

#### 2.3.1.3 Vernetzung von Rotwildvorkommen

Um einen weiteren Verlust genetischer Vielfalt und potenzielle Probleme durch Inzucht zu vermeiden, muss also der Genaustausch zwischen Rotwildvorkommen in den allermeisten Gebieten Deutschlands erhöht werden. Hierfür müssen einerseits Maßnahmen für die Defragmentierung der Landschaft umgesetzt werden, wie sie bereits im Bundesprogramm Wiedervernetzung auf den Weg gebracht wurden (BMU 2012). Andererseits ist auch die Aufrechterhaltung von Rotwildgebieten aus

genetischer Sicht äußerst kritisch zu sehen. Aufgrund des hohen politischen Drucks erscheint es unwahrscheinlich, dass die in einigen Bundesländern immer noch existierenden rotwildfreien Gebiete in nächster Zeit abgeschafft werden, auch wenn dies aus genetischer Sicht wünschenswert wäre. Ein Kompromiss könnte sein, zwischen den Rotwildgebieten geeignete Wanderkorridore zu identifizieren, in denen mindestens männliche Hirsche grundsätzlich nicht erlegt werden dürfen und in denen die Barrierewirkung von Straßen und anderen Infrastrukturen minimiert werden. Die Schonung männlicher Hirsche ist auch bereits in den gesetzlichen Vorgaben einiger Länder implementiert bzw. wird von einigen Jagdausübenden auf freiwilliger Basis praktiziert.

Hohmann (2013) macht deutlich, dass das Auftreten einzelner männlicher Hirsche noch nicht auf die Etablierung einer neuen Population hinweist, dies geschieht oft erst viele Jahre später durch den Zuzug von weiblichen Tieren. Man kann einzelne männliche Hirsche also guten Gewissens ziehen lassen, ohne sich Sorgen um die Entstehung neuer, möglicherweise konfliktträchtiger Rotwildpopulation machen zu müssen. Übrigens ist das Abwanderungsverhalten bei Rotwild abhängig vom Zugang der Männchen zu Fortpflanzungspartnerinnen und somit von der Populationsdichte (Clutton-Brock et al. 2002). Daher kann es sowohl bei hohen Dichten zu erhöhten Abwanderungen kommen, wenn viele Männchen um die Weibchen konkurrieren, als auch bei niedrigen Dichten, wenn insgesamt nur wenige Weibchen für die Fortpflanzung zur Verfügung stehen (Loe et al. 2009). Auch das Geschlechterverhältnis bestimmt somit das Abwanderungsverhalten der Männchen, und ein Überhang von Weibchen sollte zu einer Abnahme von Abwanderungsraten führen. Abwandernde Männchen immigrieren meist in Gebiete mit geringer Rotwilddichte, auch wenn dafür weitere Wanderungen nötig sind (Loe et al. 2009). Somit kann also auch das lokale Management, über die Steuerung von Dichten, Altersstrukturen und Geschlechterverhältnissen, die Vernetzung von Rotwildpopulationen beeinflussen.

#### 2.3.1.4 Wildökologische Raumplanung

Bedenkt man diese komplexen Zusammenhänge und die räumliche Isolation einiger deutscher Rotwildvorkommen, so erscheint es wünschenswert, eine wildökologische Raumplanung (WÖRP) als Grundlage des Rotwildmanagements heranzuziehen, ähnlich wie es in Teilen Österreichs und der Schweiz durchgeführt wird (Reimoser und Hackländer 2016). Ziel der WÖRP ist es, heimische Wildarten dauerhaft und in sozioökonomisch verträglicher Form in die Kulturlandschaft einzugliedern, wobei dies einerseits anhand einer großflächigen Rahmenplanung, andererseits anhand einer regionalen Detailplanung erfolgt.

Bei der großflächigen Rahmenplanung könnten geeignete Wanderkorridore zwischen Rotwildvorkommen identifiziert werden, in denen insbesondere männliches Rotwild nicht erlegt werden darf, um den genetischen Austausch nicht weiter zu gefährden. Auf Bundes- und Landesebene wurden bereits potenziell geeignete Korridore für Rotwild und andere große Säuger identifiziert, die sich hierfür eignen könnten (Herrmann et al. 2007). Allerdings muss auch sichergestellt werden, dass solche Korridore nicht durch Straßen oder andere anthropogene Barrieren versperrt

sind, was eine entsprechende Infrastruktur mit Wildbrücken und anderen Querungshilfen notwendig macht. In jedem Fall scheint es aus wissenschaftlicher Sicht geboten, genetische Vielfalt und Vernetzung von Rotwildvorkommen in Deutschland über ein langfristig aufgebautes genetisches Monitoring zu überwachen, um so die notwendigen Evidenzen für ein großflächiges Management zu schaffen.

Als Beispiel für eine auf regionaler Ebene durchgeführte Raumplanung kann das Zonierungskonzept erwähnt werden, das Bestandteil der Rotwildkonzeption Südschwarzwald ist (Haydn et al. 2018). Bei diesem Zonierungskonzept wurden auf einer Fläche von 17.500 ha unter anderem Wildruhe-, Kern- und Übergangszonen definiert, die sich in Bezug auf Bejagung, Habitatpflege, waldbauliche Zielsetzung und Besucherlenkung unterscheiden. Hierdurch versucht man, Verteilung und Verhalten der Rothirsche in der anthropogen intensiv genutzten Landschaft so zu beeinflussen, dass Konflikte minimiert werden. Solch eine regionale Zonierung könnte auch in den anderen, rund 500 Hegegemeinschaften in Deutschland angegangen werden, in denen sich Jagdausübungsberechtigte zusammenschließen, um der großflächigen Raumnutzung des Rotwildes Rechnung zu tragen (Kinser et al. 2012).

### 2.3.2 Räumliche Lenkung von Rothirschen

Um die Möglichkeiten einer räumlichen Lenkung von Rotwild zu evaluieren, müssen wir uns überlegen, anhand welcher Faktoren sich Rothirsche in Raum und Zeit bewegen. Ernährungsökologisch betrachtet ist der Rothirsch vor allem ein großer Pflanzenfresser, genauer gesagt ein Wiederkäuer. Dies bedeutet, dass er viele Verhaltensweisen einer typischen Beute- bzw. Fluchttierart aufweist, um den Tod durch Prädatoren (Beutegreifer) zu vermeiden (Suter et al. 2005). Der Rothirsch gilt als Mischäser mit Hang zum Raufutterfresser, was bedeutet, dass er auf faserhaltige Nahrung wie Gräser angewiesen ist, die typischerweise vor allem im Offenland oder lichten Waldbeständen zu finden sind. Saisonal passen sich Rothirsche an variable Nahrungsverfügbarkeiten oft durch den Wechsel zwischen Sommer- und Wintereinständen an, vor allem aber zeigen sie eine stark saisonale Physiologie, die sich auch auf ihre Aktivität auswirkt (siehe Abschn. 2.3.2.5). Im Tagesverlauf ist das Verhalten von Rothirschen geprägt vom Feindvermeidungsverhalten und kann als ständiger Balanceakt zwischen Fressen und Nicht-gefressen-Werden verstanden werden. Einerseits muss jedes Individuum seinen Energie- und Nährstoffbedarf durch entsprechende Aufnahme von Vegetation decken, andererseits muss es dafür unter Umständen recht offene Flächen aufsuchen, auf denen ein besonders hohes Risiko besteht, von Prädatoren entdeckt, angegriffen und getötet zu werden.

#### 2.3.2.1 Die Landschaft der Angst

Studien belegen, dass sich Rothirsche und andere Wildtiere stark an der sogenannten „Landschaft der Angst“ orientieren, mit der die räumliche Variabilität des von den Tieren wahrgenommenen Mortalitätsrisikos in einem Gebiet beschrieben wird (Gaynor et al. 2019; Laundré et al. 2010). Rothirsche meiden Flächen, auf denen

das Mortalitätsrisiko hoch ist, und suchen vermehrt Flächen auf, bzw. verbringen dort mehr Zeit, wenn dort das Prädationsrisiko gering ist (vgl. Laguna et al. 2021).

Zwei Aspekte sind hierbei von entscheidender Bedeutung. Erstens ist es nicht unbedingt das **tatsächliche** Mortalitätsrisiko, an dem sich die Tiere orientieren, sondern vielmehr das von ihnen **wahrgenommene** Risiko. Zweitens tritt natürlich auch der Mensch als Prädator und somit Mortalitätsquelle auf, wenn er Rothirsche bejagt. Wie im nächsten Abschnitt erläutert, kann man sich das auch bei der Jagd zunutze machen, indem man Tiere durch variable Mortalitäten in Zeit und Raum steuert (Cromsigt et al. 2013).

#### 2.3.2.2 Push & Pull durch Schwerpunktbejagung und Ruhezonen

Insgesamt sind die stärksten Verhaltensreaktionen auf die Landschaft der Angst zu erwarten, wenn das wahrgenommene Prädationsrisiko in Raum und Zeit variiert und dabei räumlich vorhersagbar, aber zeitlich nicht vorhersagbar ist (Cromsigt et al. 2013; Gaynor et al. 2020).

Dies kann man in der Praxis erreichen, indem man Rothirsche auf einigen, insbesondere den sensiblen Verjüngungsflächen im Wald intensiv und quasi permanent, also ohne festes Zeitschema, bejagt. Solch eine Schwerpunktbejagung generiert eine örtlich hohe Mortalität, sodass die Hirsche solche Flächen meiden sollten. Zeitgleich müssen Flächen geschaffen werden, die ein attraktives Nahrungsangebot bieten und in denen Jagdruhe herrscht. Man versucht also, die Rothirsche von einigen Flächen fernzuhalten (Push, Englisch für „drücken“) und in andere Flächen zu locken (Pull, Englisch für „ziehen“).

Dass dieses Push&Pull-Prinzip funktioniert, konnten Meißner et al. (2013) auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr in Bayern belegen. Hier werden Rothirsche in den Waldeinständen scharf bejagt, auf den Offenlandflächen jedoch weitestgehend geschont. Als Ergebnis zeigt sich das Rotwild hier wieder tagaktiv und nutzt sehr intensiv die Offenlandflächen. Riesch et al. (2019) konnten zudem zeigen, dass die Rothirsche auf diesen Offenlandflächen einen Biomasseentzug erreichten, der einer typischen Beweidung mit Nutztieren gleicht. Darüber hinaus hatte die Fraßeinwirkung der Hirsche einen positiven Effekt auf die Pflanzendiversität im Offenland, insbesondere in Bezug auf naturschutzrelevante Pflanzen (Riesch et al. 2020). Rothirsche können also als Offenlandpfleger fungieren und stellen im Naturschutz eine Alternative zur Nutztierbeweidung dar.

Zwei Aspekte sind für diese interessanten Ergebnisse besonders wichtig. Erstens ist es nicht allein die Jagd, über die die Hirsche gesteuert werden, sondern auch das Management der Offenlandflächen. So wurden Offenlandflächen durch Mahd für die Rothirsche besonders attraktiv, weil das nachwachsende Gras qualitativ besonders hochwertig ist (Riesch et al. 2019; Raab et al. 2020). Zweitens spielen auch die Habitatstruktur und das Störungsregime eine entscheidende Rolle im Raum-Zeit-Verhalten der Hirsche. So konnten Richter et al. (2020) zeigen, dass Rothirsche sich in zwei Untersuchungsgebieten in Grafenwöhr sehr unterschiedlich verhielten. In dem einen Gebiet, das großflächige Wald- und Offenlandhabitate bietet und in dem kaum menschliche Aktivitäten stattfinden, nutzen die Hirsche das ganze Jahr über das Offenland, wobei die Nutzungsintensität vom Frühjahr zum Winter hin

abnahm. Das Raum-Zeit-Verhalten zeigt hier also ein saisonales Muster. Im anderen Gebiet war die Nutzung des Offenlandes nicht saisonal, sondern tageszeitlich geprägt, da die Hirsche in allen Jahreszeiten vor allem nachts das Offenland nutzen und tagsüber eher in den Waldhabitaten blieben. In diesem Gebiet sind die Waldhabitate nur kleinflächig und zerstreut vorhanden, und insbesondere tagsüber wird das Gebiet recht intensiv durch Fahrzeugverkehr und militärische Aktivitäten beeinflusst. Dass die Rothirsche trotz der räumlichen Nähe der beiden Gebiete und trotz des einheitlichen Jagd- und Flächenmanagements solch deutliche Verhaltensunterschiede zeigten, belegt die hohe Anpassungsfähigkeit der Art.

Inzwischen haben Wölfe (*Canis lupus*) den Truppenübungsplatz und dessen Umgebung wiederbesiedelt. Es bleibt abzuwarten, wie sich dies auf das Raum-Zeit-Verhalten der Rothirsche auswirken wird und ob dies die Lenkung der Hirsche über Jagd und Flächenmanagement beeinflussen wird.

#### 2.3.2.3 Anpassung und Selektion von Verhaltensweisen

Durch die Jagd können wir nicht nur eine Landschaft der Angst kreieren, um Rothirsche zu lenken, sondern wir führen damit sehr wahrscheinlich auch langfristige Verhaltensveränderungen herbei. Dies kann einerseits über Selektion geschehen, denn wenn wir durch die Jagd die Mortalität von Rothirschen mit bestimmten Verhaltensweisen stark erhöhen, und diese Verhaltensweisen vererbbar sind, dann sollten langfristig weniger Individuen diese Verhaltensweisen aufweisen. Andererseits können Verhaltensweisen auch während der Lebensspanne eines Individuums durch Lernen angepasst werden. Verhaltensweisen werden bei Tieren außerdem über soziale bzw. kulturelle Transmission an die nächste Generation weitergegeben (z. B. Jesmer et al. 2018). Bei Rothirschen führt z. B. die etwa einjährige Aufzuchtzeit zu einer engen Bindung zwischen Muttertieren und ihren Kälbern und stellt einen zentralen Aspekt für Sozialverhalten und Rudelstruktur dar (Clutton-Brock et al. 1982, 1984). Die enge Führung durch ihre Mütter beeinflusst nicht nur die spätere soziale Stellung der Kälber und Einjährigen, sondern ermöglicht es auch, mütterliche Erfahrungen weiterzugeben.

Neueste Studien belegen zudem, dass Tiere durchaus individuelle „Persönlichkeiten“ haben, die sich darin manifestieren, dass Individuen über mehrere Jahre immer wieder dieselben Verhaltensweisen zeigen, die sie von anderen Individuen unterscheiden (Wolf und Weissing 2012). Am besten untersucht sind dabei Verhaltensweisen, die sich entlang eines Kontinuums von „kühn“ oder „mutig“ (Englisch: bold) bis „scheu“ im Sinne von „vorsichtig“ (shy) einstufen lassen (Sih et al. 2004). Auch bei Rothirschen wurden solch unterschiedliche Persönlichkeiten bereits nachgewiesen.

Ciuti et al. (2012) konnten z. B. zeigen, dass männliche 2-jährige Hirsche in Kanada ein signifikant höheres Risiko hatten, erlegt zu werden, wenn sie zu den „kühnen“ Individuen gehörten und somit während der Jagdsaison weitere Distanzen zurücklegten und häufiger offene Habitate nutzten, als „scheue“ Individuen. Auch bei den Alttieren wurden tendenziell eher die mutigen Individuen erlegt, allerdings machte sich hierbei auch ein Lerneffekt deutlich bemerkbar: Je älter die überlebenden Tiere wurden, umso weniger und umso langsamer bewegten sie sich wäh-

rend der Jagdsaison. Alttiere, die älter als neun Jahre waren, konnten Mortalität durch Jagd sogar vollständig vermeiden.

Thurfjell et al. (2017) konnten diese Ergebnisse bestätigen und zudem zeigen, dass hierbei sowohl menschliche Selektion als auch Lernen involviert waren. Einerseits kommt es also durch menschliche Jagd zu einer (unbewusst) selektiven Erlegung von Individuen mit bestimmten Verhaltensweisen, andererseits lernen insbesondere Alttiere über die Jahre, wie sie Jagdmortalität vermeiden können.

Zu ähnlichen Erkenntnissen gelangten auch Lone et al. (2015), die bei einer Studie in Norwegen unterschiedliche Überlebenswahrscheinlichkeiten für männliche Hirsche während der Jagdsaison feststellen konnten. Individuen, die zu Beginn der Jagdsaison anfingen, verstärkt dichte Waldhabitate zu nutzen und offene Flächen zu meiden, hatten ein geringeres Erlegungsrisiko als Individuen, die nicht mit einer veränderten Habitatwahl auf den Beginn der Jagd reagierten. Auch bei dieser Studie war solch ein Unterschied bei weiblichen Hirschen nicht festzustellen, da die Weibchen bereits vor Beginn der Jagdsaison in erster Linie die dichten Waldbestände nutzten.

Die hohe Lernfähigkeit von Alttieren ist jagdlich gesehen sicherlich eine Herausforderung, da erfahrene Tiere nur schwer zu erlegen sein werden. Wenn wir aber bedenken, dass „Strecke machen“ meist nur ein Zwischenziel im Management ist, dann ergibt sich hieraus auch eine große Chance. Denn eine Jagd nach dem Push&Pull-Prinzip wird Rothirsche nicht nur akut lenken, sondern hat auch das Potenzial, chronische Veränderungen herbeizuführen, bei denen es durch Selektion, Lernen und Prägung mit der Zeit immer mehr Individuen gibt, die offene Habitate bevorzugen und diese auch tagsüber nutzen.

#### 2.3.2.4 Anthropogene Störungen

Aufgrund seines ausgeprägten Feindvermeidungsverhaltens reagiert Rotwild sehr sensibel auf Störungen. Westekemper et al. (2018) konnten durch gezielte Störversuche zeigen, dass Rotwild im Nationalpark Kellerwald-Edersee in Hessen deutlich auf Menschen reagiert, die offizielle Wanderwege verlassen und in die Waldbestände hineingehen. Bei solchen Störungen flüchteten die Tiere jedes Mal, sie begannen ihre Flucht bereits ab einem Abstand von 239 Metern zum Menschen, und sie legten dabei Fluchtstrecken bis zu einer Länge von 1,9 Kilometer zurück. Das Störpotenzial menschlicher Wanderer machte sich auch im Raum-Zeit-Verhalten der Rothirsche bemerkbar. So hielten sich die Rothirsche tagsüber signifikant weiter von Wanderwegen fern, als dies bei wegeunabhängiger Habitatwahl zu erwarten gewesen wäre. Im Gegensatz dazu schienen die Wanderwege die Habitatwahl nachts nicht zu beeinflussen. Dieser Unterschied zwischen Tag und Nacht war unabhängig von den Wegedichten in den Streifgebieten der Tiere, was deutlich darauf hindeutet, dass Rotwild bereits auf wenige Wege reagiert und diese zu Zeiten der stärksten menschlichen Nutzung meidet.

Zu sehr ähnlichen Ergebnissen kamen auch Coppes et al. (2017), die die Habitatwahl von Rothirschen im Südschwarzwald untersuchten. Auch hier mieden die Hirsche tagsüber Wege, die innerhalb ihrer Streifgebiete für Wanderer, Fahrradfahrer und Crosscountry-Skifahrer zur Verfügung standen. Auch Äsungsflächen in der

Nähe solcher Wege wurden tagsüber gemieden und dafür nachts stark frequentiert. Besonders interessant ist diese Studie, weil sie auch zeigt, dass Rotwild wie erhofft auf das dortige Zonierungskonzept reagiert (siehe Abschn. 2.3.1.4), und zwar nicht nur innerhalb ihrer Streifgebiete, sondern auch bei der Streifgebietswahl an sich. So lagen die Streifgebiete der Rothirsche präferiert in den Kern- und Ruhezonen, während Übergangszonen gemieden wurden. Selbst wenn Übergangszonen in den Streifgebieten enthalten waren, wurden die Kern- und Ruhezonen signifikant präferiert. Ein weiterer wissenschaftlicher Beleg dafür, dass Rothirsche sich über ein großräumiges und räumlich-explizites Flächenmanagement lenken lassen.

#### 2.3.2.5 Winteranpassungen

Besonders gravierend dürften sich Störungen auf Rotwild in der Winterzeit auswirken. Rothirsche passen sich dieser nahrungsarmen Zeit an, indem sie ihren Stoffwechsel massiv absenken, sodass nur wenig Nahrung gefressen werden muss (Arnold 2003). Dies geschieht einerseits über eine Verringerung der Körpertemperatur bzw. der Blutzirkulation in den äußeren Extremitäten, andererseits durch eine wesentlich effizientere Aufnahme von energiereichen Nahrungsbestandteilen. Tatsächlich schrumpfen die Verdauungsorgane von Rothirschen im Winter, sodass weitere Energie eingespart werden kann (Arnold et al. 2015). Diese physiologischen Veränderungen werden durch die Tageszeitlänge im Jahresverlauf gesteuert, sie sind also weitestgehend unabhängig von der tatsächlichen Temperatur oder Schneebedingungen. Wenn Rothirsche in dieser Zeit sich aber aufgrund von Störungen vermehrt bewegen oder sogar flüchten müssen, muss der Stoffwechsel zunächst wieder hochgefahren werden, was mit einem stark gesteigerten Energiebedarf einhergeht. Störungen insbesondere im Winter können also den Energiebedarf von Rotwild erhöhen, was zu erhöhter Nahrungsaufnahme und potenziell höheren Schäden führen kann, z. B. wenn das Rotwild seinen gestiegenen Energiebedarf nur durch das Schälen von Bäumen decken kann.

#### 2.3.2.6 Effiziente Jagden auf Rotwild

Während der Einzelansitz gut für eine lokale Schwerpunktbejagung geeignet ist, werden zur Erfüllung von Abschussvorgaben meist auch Bewegungsjagden durchgeführt, z. B. in Form von Gemeinschaftsansitzen, Drück- oder Stöberjagden (Wölfl 2003). Solche Bewegungsjagden sind besonders effizient, da der Jagderfolg meist höher ist als auf der Einzeljagd, sodass in gleicher Zeit mehr Tiere erlegt werden können (Wölfl 2003).

Wie reagiert das Rotwild auf solche Jagden? Grundsätzlich scheinen Alttiere mit zwei unterschiedlichen Strategien auf Bewegungsjagden zu reagieren: Während manche Individuen auf Bewegungsjagden in Frankreich mit Flucht aus dem Gebiet reagierten, verringerten andere ihre Bewegungen während der Jagden auf ein Minimum (Chassagneux et al. 2019, 2020). Neben dem unmittelbaren Mortalitätsrisiko (d. h. der Nähe zu Jägern bzw. ihren Hunden) und der Habitatstruktur scheint es auch hier wieder individuelle Unterschiede zu geben, die auf Erfahrung oder Persönlichkeiten zurückgehen.

Sunde et al. (2009) konnten deutliche Reaktionen von Rotwild auf Bewegungsjagden in Dänemark aufzeigen. Das Rotwild mied die bejagten Gebiete im Mittel für sechs Tage, bewegte sich in den zwei Tagen nach der Jagd insgesamt – und vor allem tagsüber – weniger und hielt sich vermehrt in dichten Waldeinständen auf. Die Verteilung der Jagdausübenden, die Dauer der Bewegungsjagd oder der Abstand zwischen den Jagden spielte dabei keine Rolle. Ebenfalls in Dänemark konnten Jarnemo und Wikenros (2013) allerdings auch zeigen, dass nur rund ein Drittel der besenderten Tiere ihre Streifgebiete während der Jagden verließen und in der Regel nach weniger als 24 Stunden wieder in ihr Streifgebiet zurückkehrten. Auch wenn die Fluchtdistanz teils lang war (bis zu 15 km) und die Streifgebiete für bis zu 88 Stunden gemieden wurden, kam es nie zu einer vollständigen Vertreibung durch die Bewegungsjagden. Rotwild reagiert also eher kurzfristig und meist relativ kleinräumig auf Bewegungsjagden, ein Vertreibungseffekt ist hierbei aber nicht zu erwarten.

Wichtig ist allerdings, dass intensive Bewegungsjagden als Intervallbejagung stattfinden sollten, also zwischen den Jagdterminen eine Zeit der Jagdruhe herrscht, damit die nötige zeitliche Heterogenität der Jagd erhalten und die Jagd effizient bleibt.

#### 2.3.2.7 Jagdzeiten auf Rothirsche

Gemäß Verordnung über die Jagdzeiten darf Rotwild in Deutschland grundsätzlich bis zu neun Monate lang bejagt werden, wobei es in den Bundesländern sowohl Verkürzungen als auch Verlängerungen dieser Jagdzeiten gibt. Hinzu kommt, dass andere Schalenwildarten teils noch länger bejagt werden dürfen, insbesondere das Schwarzwild (*Sus scrofa*), das mit Ausnahme führender Muttertiere ganzjährig erlegt werden darf. Auch die Jagd auf andere Wildarten dürfte von Rothirschen mindestens als Störung, vermutlich sogar als Prädationsrisiko wahrgenommen werden. Bereits Müller et al. (2012) wiesen darauf hin, dass die Jagd- bzw. Erlegungszeiten in Deutschland sowohl aus wildbiologischer Sicht als auch Sicht des zu erwartenden Jagderfolges angepasst, synchronisiert und verkürzt werden sollten. Sie plädieren für eine grundsätzliche Jagdruhe in den Monaten Februar/März sowie Juni/Juli und schlagen für Rotwild drei Erlegungszeiten vor: eine Haupterlegungszeit vom 1. August bis 31. Dezember, eine erste Nebenerlegungszeit vom 1. April bis 31. Mai und eine zweite Nebenerlegungszeit im Januar. In der Haupt- und der zweiten Nebenerlegungszeit können alle Geschlechter und Altersklassen bejagt werden, in der ersten Nebenerlegungszeit werden Alttiere und bereits gesetzte Kälber geschont. Diese erste Nebenerlegungszeit im April und Mai fällt für das Rotwild in eine Zeit, in der sich ihr Stoffwechsel nach der Winterzeit erneut umgestellt hat, und gerade trächtige Weibchen haben in dieser Zeit einen erhöhten Bedarf an qualitativ hochwertiger Nahrung. Wenn eine Bejagung in dieser Zeit das Rotwild von Frei- und lichten Waldflächen fernhält, könnte dies zu einer erhöhten Nahrungsaufnahme in dichten Waldbeständen und somit höheren Schäden führen. Diese Argumentation wird teils gegen eine Bejagung im Frühjahr angeführt, solide Studien hierzu sind mir jedoch nicht bekannt. Dennoch erscheint die Argumentation vor dem Hintergrund von Rotwildbiologie und -verhalten stimmig. Ein Kompromiss wäre es, die Frühjahrsjagd

auf Rotwild nicht schon Anfang April, sondern erst im Mai zu erlauben und auch hier wieder auf effiziente und relativ störungsarme Jagd (insbesondere Gemeinschaftsansitze) zu setzten. Müller et al. (2012) betonen, dass die zweite Nebenerlegungszeit im Januar nur in Anspruch genommen werden sollte, wenn Abschussvorgaben vorher nicht erfüllt werden konnten. Wie bereits mehrfach erwähnt, ist „Strecke machen“ aber kein Managementziel, sondern lediglich Mittel zum Zweck. Insofern sollte eine Rotwildbejagung im Januar höchstens dann erfolgen, wenn auch kritisch evaluiert wird, warum Abschussvorgaben vorher nicht erreicht wurden, ob vielleicht der Wildbestand kleiner ist als angenommen, und ob die geforderte Höhe der Strecke überhaupt nötig ist, um eigentliche Managementziele, wie die Regulierung des Bestandes oder die Verminderung von Schäden, zu erreichen. Auch hier spielt eine objektive Erfolgskontrolle eine wesentliche Rolle, um evidenzbasierte Entscheidungen zu treffen.

Selbst eine Jagdzeit von sechs Monaten (Mai, August bis Dezember) ist im internationalen Vergleich noch sehr lang. Umso wichtiger ist es, nur an wenigen ausgewählten Punkten während der gesamten Zeit zu jagen (Schwerpunktbejagung), flächendeckend hingehen in wenigen Zeitfenstern und möglichst effizient zu jagen (Intervallbejagung mittels Bewegungsjagden). Einige für das Rotwild attraktive Flächen sollten dabei nur sehr selten bejagt oder möglichst ganzjährig aus der Bejagung genommen werden, um die in 2.3.2 erläuterte Lenkung zu erreichen.

Insgesamt wird deutlich, dass Rothirsche sich in Zeit und Raum lenken lassen. Hierbei spielt nicht nur die Bejagung eine wichtige Rolle, sondern auch andere Störungen sowie das Nahrungsangebot und die Habitatstruktur. Somit wird erneut deutlich, dass sich Rotwildmanagement nicht nur auf die Jagd als alleiniges Steuerungsinstrument stützen kann, sondern dass ein ganzheitliches und großräumiges Konzept verfolgt werden sollte.

### 2.3.3 Populationsdynamiken, Abschussplanung und Jagdzeiten

Wie in vielen europäischen Ländern steigt auch in Deutschland die Anzahl der erlegten und verunfallten Rothirsche seit dem Zweiten Weltkrieg immer weiter an (Milner et al. 2006; Reimoser und Reimoser 2016), im Jagdjahr 2019/20 kamen in Deutschland 76.897 Hirsche zur Strecke (DJV 2021). Seit 1934 darf Rotwild in Deutschland nur noch anhand eines behördlichen Abschussplans bejagt werden. Jagdliche Soll-Vorgaben bestehen in der Regel aus der Streckenhöhe (wie viele Tiere dürfen bzw. sollen im Jagdjahr erlegt werden?) und einer Streckenzusammensetzung (wie soll sich die Gesamtstrecke auf die unterschiedlichen Geschlechter und Altersklassen verteilen?). Ursprünglich versuchte man durch solche Vorgaben eine Übernutzung der Bestände zu verhindern, wobei Bützler (2001) darauf hinweist, dass einige der typischen Vorgaben sicherlich auch dazu gedacht waren, möglichst viele starke Trophäenhirsche im Bestand zu haben. Inzwischen sollen Rotwildbestände auch immer öfter reduziert werden, hierfür fehlen allerdings in den

Hegerichtlinien der Länder gezielte Abschussvorgaben (Kinser et al. 2020). Somit ist eine kritische Beleuchtung typischer Abschussvorgaben hochaktuell.

#### 2.3.3.1 Geschlechterverhältnisse in Rotwildpopulationen

Mit der Abschussplanung werden häufig bestimmte Altersklassenverteilungen und Geschlechterverhältnisse in der Population angestrebt, die als „ideal“ oder „normal“ angenommen werden. Zum Beispiel wirf oft von einem Geschlechterverhältnis von 1:1 ausgegangen, das erhalten werden und sich somit in der Strecke widerspiegeln soll. Zunächst muss man aber zwischen dem Geschlechterverhältnis bei Geburt und dem Geschlechterverhältnis der geschlechtsreifen Individuen unterschieden (Meyer 2004). Das Geschlechterverhältnis bei Geburt sollte grundsätzlich ausgeglichen sein (Suter 2017), allerdings kann es bei hohen Dichten zu einer Verschiebung in Richtung der Wildkälber (weibliche Hirschkälber) kommen. Dieser Zusammenhang wurde schon von Clutton-Brock et al. (1984) gezeigt, und auch Vetter und Arnold (2018) fanden in Niederösterreich eine negative Korrelation zwischen dem Anteil männlicher Kälber in der Strecke und der Populationsdichte. Im Gegensatz dazu stieg der Anteil männlicher Kälber mit dem Anteil der Alttiere in der Population an, und auch der Anteil alter männlicher Hirsche (über 10 Jahre) scheint positiv mit dem männlichen Kälberanteil zu korrelieren.

Darüber hinaus kommt es beim Geschlechterverhältnis zu weiteren, altersabhängigen Verschiebungen, da Männchen bei Rothirschen – wie bei den meisten anderen Säugetieren auch – eine mit dem Alter stärker zunehmende Mortalität und eine insgesamt geringere Lebenswahrscheinlichkeit aufweisen als Weibchen (Bonenfant et al. 2002; Clutton-Brock et al. 1985; Mysterud et al. 2001). Mit zunehmendem Alter kann man daher bei adulten Rothirschen ein immer stärker in Richtung der Alttiere verschobenes Geschlechterverhältnis erwarten.

Biologisch gesehen ist also weder in einer Rotwild**population** noch bei der Rotwild**strecke** ein Geschlechterverhältnis von 1:1 unbedingt zu erwarten oder erstrebenswert, ebenso wenig wie eine symmetrische Alterspyramide. Stattdessen kann man das Geschlechterverhältnis eher als Indikator im Management heranziehen. Ein stark zugunsten der Weibchen verschobenes Geschlechterverhältnis in der Kälberstrecke deutet auf eine hohe Populationsdichte hin, insbesondere da das Geschlechterverhältnis bei Rotwildkälbern vermutlich eine Zufallsstichprobe darstellt. Denn auch wenn das Geschlecht bei lebenden Rotwildkälbern von erfahrenen Jagdausübenden unter Umständen erkannt werden kann (Deutz und Schawalder 2018), so gibt es für diese Altersklasse meist keine geschlechtsspezifischen Abschussvorgaben, die zu einer Verfälschung der Streckendaten führen könnten. Auch das Geschlechterverhältnis adulter Individuen ist im Management interessant. Ein stark zugunsten der Männchen verschobenes Geschlechterverhältnis in der adulten Strecke dürfte kaum dem tatsächlichen Geschlechterverhältnis entsprechen, da dieses – wie oben beschrieben – eher in Richtung der Weibchen verschoben sein sollte. Dies wäre also ein Warnsignal für eine stark auf Männchen ausgerichtete Jagd, die insbesondere bei einer gewünschten Reduzierung von Beständen hinterfragt werden sollte, da hierfür vermehrt weibliche Tiere erlegt werden müssen (siehe Abschn. 2.3.3.4).

#### 2.3.3.2 Altersstrukturen und Abschussplanung

In den Abschussvorgaben der einzelnen Bundesländer und Hegegemeinschaften werden neben einem ausgewogenen Geschlechterverhältnis oft auch konkrete Altersklassenverteilungen vorgegeben. Für die Abschussplanung werden außerdem Reproduktionsraten festgelegt, um den zu erwartenden Zuwachs der Population abschätzen zu können. Für manche Berechnungsverfahren muss zudem auch der Schmaltieranteil, also der Anteil an 1-jährigen weiblichen Tieren am weiblichen Gesamtbestand, dem sogenannten Kahlwildbestand, angegeben werden. Diese Parameter sind jedoch meist unbekannt und werden nicht empirisch für die einzelnen Bestände erhoben, sondern durch die Hegerichtlinien festgesetzt. Die Unterschiede zwischen den jeweiligen Vorgaben sind dabei beträchtlich (Kinser et al. 2020).

Durch die Analyse von Langzeitdaten aus Gebieten mit sehr unterschiedlicher Jagdausübung und -zielsetzung konnte Gärtner (2017) zeigen, dass sich – scheinbar weitestgehend unabhängig von Abschussvorgaben – die Strecke in allen Gebieten langfristig wie folgt gliederte: ca. 38 % Kälber, 15 % Schmaltiere, 20 % Alttiere, etwas mehr als 20 % jüngere Hirsche (1–3-jährig) und 6 % ältere Hirsche (>3 Jahre). Auch hier zeigt sich bei den mindestens 1-jährigen Tieren ein zugunsten der Weibchen verschobenes Geschlechterverhältnis (35 % weiblich, 26 % männlich), und ältere Hirsche sind nur zu einem geringen Anteil vertreten. Natürlich darf man auch hier nicht vergessen, dass dies die Strecke darstellt, nicht aber auch zwangsläufig die tatsächliche Struktur der Population. Dennoch erscheint es insgesamt fragwürdig, wie sinnvoll bzw. zielführend allzu konkrete Abschussvorgaben für das Rotwildmanagement sind. Sie basieren zumindest teilweise auf Annahmen und Zielen, die nicht biologisch begründet sind, ihre Herleitung benötigt Angaben zu Parametern, die für die meisten Bestände nicht bekannt sind, und ob sie die Bestände wirklich so wie erhofft steuern, ist wissenschaftlich nicht erwiesen. Um eine evidenzbasierte Abschussplanung zu ermöglichen, wäre es daher wichtig, die Reaktion von Rotwildpopulationen auf bestimmte Streckenhöhen und -zusammensetzungen über ein entsprechendes Monitoring zu verfolgen.

#### 2.3.3.3 Statistische Bestandesrückrechnung

Wie in 2.2.2.1 bereits erwähnt, eignet sich die Analyse von Jagdstrecken durchaus dazu, die Entwicklung einer Population über lange Zeitreihen zu rekonstruieren. Besonders interessant sind für die Rekonstruktion von Beständen statistische Verfahren, die nicht über einfache Rückrechnung der Mindestbestände, sondern unter Zuhilfenahme weiterer Daten bzw. Annahmen versuchen, die tatsächliche Bestandesgröße zu rekonstruieren. Hierzu zählt z. B. die Alter-bei-Abschuss (age-at-harvest) Methode, die Bauling et al. (2013a, b) auf den Rotwildbestand im Solling anwandten. Sie konnten dabei zeigen, dass der Rotwildbestand über viele Jahre viel zu niedrig eingeschätzt wurde und dass es aufgrund gesteigerter Abschusszahlen zunächst zu der erhofften Reduktion der Population kam. Dann jedoch stabilisierte die Population sich wieder, obwohl die Strecke weiterhin hoch blieb. Grund hierfür war die bei geringer werdender Dichte gesteigerte Reproduktionsrate, die über

einen Anstieg des Kalb-Alttier-Verhältnisses nachgewiesen werden konnte. Durch die Dichtereduktion bekamen also mehr Alttiere ein Kalb, als dies bei hoher Dichte der Fall war. Die Jagd war somit immer weniger additiv, sondern eher kompensatorisch zur natürlichen Mortalität.

Es muss an dieser Stelle erwähnt werden, dass für die Anwendung der Alter-bei-Abschuss Methode die natürliche (also jagdunabhängige) Mortalität für Tiere unterschiedlichen Alterns angegeben werden muss. Diese Mortalitäten sind aber für den Solling und die meisten anderen Rotwildvorkommen in Deutschland weitestgehend unbekannt. Bauling et al. (2013a, b) lösten dieses Problem, indem sie alle Berechnungen zweimal durchführten, einmal mit den geringsten in Europa dokumentierten Mortalitäten, ein weiteres Mal mit den höchsten in Europa dokumentierten Mortalitäten. Somit wurde bei der Studie auch die Ungenauigkeit der Annahmen berücksichtigt. Insgesamt haben Rückrechnungsmethoden basierend auf der Jagdstrecke also durchaus Potenzial, zu einem evidenzbasierten Rotwildmanagement beizutragen, insbesondere, wenn statistische Verfahren angewandt werden. Eine genaue Schätzung derzeitiger Populationsgrößen und eine Vorhersage der zukünftigen Populationsentwicklung sind ohne zusätzliche Methoden bzw. Daten jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet.

#### 2.3.3.4 Erhöhung des weiblichen Streckenanteils

Soll ein Rotwildbestand reduziert werden, muss vor allem der Abschuss der Zuwachsträger, insbesondere der Alttiere, erhöht werden, da ihre Anzahl bzw. ihr Anteil an der Gesamtpopulation maßgeblich das Populationswachstum steuern (Milner et al. 2010). Um hierbei den gesetzlichen Anforderungen an den Schutz von Muttertieren gerecht zu werden, geht ein erhöhter Abschuss von Alttieren in der Regel mit einem ebenfalls erhöhten Kälberabschuss einher, da vor dem Erlegen führender Alttiere zunächst das Kalb erlegt werden muss. Simon et al. (2021) konnten allerdings nachweisen, dass von 55 auf Bewegungsjagden erlegten, einzeln aufgetretenen Alttieren 20 (36 %) laktierten, ohne dass das von ihnen gesäugte Kalb am Jagdtag erlegt wurde. Somit ist das Risiko, auf Drück- oder Stöberjagden bei Erlegung vermeintlich einzelner Alttiere gegen den gesetzlichen Muttertierschutz zu verstoßen, als hoch einzustufen. Eine Alternative stellen laut Kinser et al. (2020) Jagden im Spätsommer dar. Bei diesen Jagden sollten möglichst viele sogenannte Kalb-Alttier-Doubletten angestrebt werden, bei denen zunächst das Kalb und unmittelbar danach oder sogar zeitgleich das Alttier erlegt wird. Kinser et al. (2020) zeigen anhand verschiedener Beispiele, dass bei solchen Jagden ein Alttier-Kalb-Verhältnis von ca. 1:1,6 erreicht werden kann und dass sie zu einem erhöhten Anteil weiblichen Wildes an der Strecke führen. In zwei der aufgeführten Untersuchungen kam es hierdurch zudem zu einer nachweislichen Bestandesreduktion.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass eine Abschussplanung, die sich auf eine genaue Kenntnis der lokalen Populationsdynamiken stützt, in der Praxis kaum realistisch sein dürfte. Dennoch können über die Jagdstrecke einige wichtige Indikatoren berechnet werden, die nicht nur für die Beschreibung der Bestandesentwicklung von Interesse sind, sondern rückblickend auch Aufschluss über

**Tab. 2.1** Übersicht über wünschenswerte Angaben zu erlegten Rotwild-Individuen aus Sicht der Wissenschaft
**Table 2.1** Overview of desirable information for harvested red deer from a scientific standpoint

| Informationsebene | Parameter |
|---|---|
| Individuum | Geschlecht |
| | Geschätztes Alter |
| | Gewicht |
| | Hinterlauflänge |
| Population | Genetische Probe |
| Jagd | Erlegungsdatum |
| | Erlegungsuhrzeit |
| | Erlegungsort (Revier, Koordinaten) |
| | Jagdart (Einzelansitz, Gemeinschaftsansitz, Drückjagd, Stöberjagd) |
| | Anzahl Jagdausübende<br>Jagddauer (von … bis) |
| | Doublette (ja/nein)<br>Verwendung Schalldämpfer (ja/nein) |

den Einfluss der Jagd für die numerische Regulation der Bestände geben können. Hierfür reicht es jedoch nicht aus, einfach nur zu protokollieren, wie viele Tiere erlegt wurden. Stattdessen muss erfasst werden, wann und wie welche Rothirsche (Alter, Geschlecht) erlegt wurden (Tab. 2.1)

## 2.4 Fazit für ein evidenzbasiertes Rotwildmanagement

Insgesamt lässt sich festhalten, dass Verbreitung und Verhalten von Rothirschen in Deutschland stark vom Menschen beeinflusst werden, und zwar sowohl direkt als auch indirekt.

Inwieweit das Rotwildmanagement in der Praxis evidenzbasiert ist, lässt sich im Detail nicht beurteilen, dafür ist es deutschlandweit einfach zu heterogen, und vor allem werden lokale Managementvorgaben und -ergebnisse kaum protokolliert oder gar veröffentlicht. Insgesamt aber scheint sich das tatsächliche Rotwildmanagement nicht immer an den zahlreichen wissenschaftlich gewonnenen Erkenntnissen zu Rothirschen zu orientieren. So sind die genetischen Fragmentierungseffekte auf einige deutsche Rotwildvorkommen wohlbekannt, im Management der Art werden sie jedoch kaum berücksichtigt. Ebenso wird die nachgewiesene Lenkbarkeit von Rothirschen durch Jagd und Flächenmanagement noch nicht überall genutzt. Auch die Abschussplanung basiert teils auf biologisch wenig plausiblen Annahmen und nicht zielführenden Vorgaben. Darüber hinaus bestehen an einigen wichtigen Stellen weiterhin Wissenslücken, die über eine Erfolgskontrolle zumindest teilweise geschlossen werden könnten.

Zusammenfassend können für ein evidenzbasiertes Management dieser Wildart derzeit folgende Empfehlungen gegeben werden.

### 2.4.1 Grundsätzliche Ausrichtung des Rotwildmanagements

1. Das Management sollte nicht allein auf die Steuerung der Populationsgröße bzw. -dichte abzielen, sondern mindestens die drei Aspekte Populationsentwicklung, Wildzustand und Wildeinfluss berücksichtigen.
2. Auf größerer räumlicher Skala sollte der genetische Austausch zwischen den geografisch isolierten Rotwildvorkommen verbessert werden. Wenn aus landespolitischen Gründen an Rotwildgebieten festgehalten werden soll, so sollte es unbedingt (zumindest männlichen) Hirschen ermöglicht werden, sich frei zwischen diesen Gebieten zu bewegen. Hierfür müssen aber flächendeckend und vor allem entlang geeigneter Wanderkorridore Wiedervernetzungsmaßnahmen intensiviert werden, z. B. durch Wildbrücken und andere Querungshilfen.
3. Neben der numerischen Steuerung der Populationsgröße sollte der Fokus beim Management vor allem auf einer Beeinflussung der räumlichen Verteilung und des Verhaltens der Rothirsche liegen.
4. Aufgrund der hohen Sensibilität von Rothirschen muss die Jagd dabei so effizient und störungsarm wie möglich gestaltet werden, und auch andere Störfaktoren müssen im Management berücksichtigt werden.

### 2.4.2 Planung des Rotwildmanagements

5. Die Raumansprüche der Art sowie die Fragmentierung der Rotwildvorkommen in Deutschland machen ein großflächiges Management notwendig. Hierbei geht es einerseits um eine koordinierte und einheitliche Planung innerhalb zusammenhängender Rotwildverbreitungsgebiete (z. B. über Hegegemeinschaften), andererseits auch um Bejagung und Landschaftsgestaltung bzw. Raumplanung zwischen den Rotwildvorkommen.
6. Das Bejagungskonzept sollte räumlich-explizit geplant werden und für das Rotwild eine heterogene Landschaft der Angst kreieren, bei der das wahrgenommene Prädationsrisiko räumlich vorhersagbar, jedoch zeitlich möglichst variabel ist.
7. Die räumlich-explizite Jagdplanung muss andere Landnutzungsansprüche berücksichtigen, damit z. B. jagdliche Ruhezonen auf Flächen entstehen, auf denen das Rotwild nicht durch Erholungsuchende gestört wird, und auf denen es forstwirtschaftlich toleriert werden kann oder sogar positive Effekte hat (Offenlandflächen).

### 2.4.3 Durchführung des Rotwildmanagements

8. Um Rotwildpopulationen stabil zu halten bzw. bei Bedarf zu reduzieren, sollte der Fokus der Jagd auf der Erlegung von weiblichen Hirschen liegen, da vor allem die Entnahme dieser Zuwachsträger die Dynamik von Populationen steuert.

9. Um die Größe von Rotwildbeständen möglichst effizient und somit störungsarm steuern zu können, sollten großflächige Bewegungsjagden als Intervallbejagung durchgeführt werden. Ziel sollte es sein, mit möglichst geringem Jagddruck möglichst viele Zuwachsträger zu erlegen.
10. Um eine heterogene Landschaft der Angst für Rothirsche zu kreieren, eignet sich vor allem eine Kombination aus lokaler Schwerpunktbejagung, mit der das Rotwild von bestimmten Flächen – insbesondere sensiblen Waldverjüngungsflächen – ferngehalten werden soll (‚Push'), und der Jagdruhe auf anderen Flächen, auf denen das Rotwild toleriert werden kann bzw. gewünscht ist. Diese Flächen müssen für das Rotwild in Bezug auf Störungsfreiheit und Nahrungsangebot attraktiv gestaltet werden (‚Pull').
11. Jagd ist somit bei der räumlichen Steuerung von Rothirschen nur **eines** der zur Verfügung stehenden Instrumente. Ebenso wichtig ist das Flächenmanagement, zu dem u. a. waldbauliche Maßnahmen (z. B. Auflichtung von Waldbeständen), Offenlandpflege (z. B. Mahd) und Besucherlenkung (z. B. Betretungsverbot von Wintereinständen) gehören.
12. Bei Bewegungsjagden insbesondere im Oktober und November sollten einzeln auftretende Alttiere nicht freigegeben bzw. erlegt werden, da hier das Risiko von nicht tierschutzkonformen Erlegungen führender Muttertiere erhöht ist.
13. Zur Erhöhung des weiblichen Streckenanteils sowie zur Reduktion von Rotwildbeständen können im Spätsommer Jagden speziell auf weibliche Tiere durchgeführt werden, wobei der Fokus auf effizienten Kalb-Alttier-Doubletten liegen sollte.

### 2.4.4 Kontrolle des Managements

14. Da sich Rothirschverhalten und Lebensraumbedingungen rasch ändern können, darf ein Management niemals statisch sein, sondern muss adaptiv gestaltet werden. Kern eines adaptiven Rotwildmanagements ist eine Erfolgskontrolle, die aus einer Durchführungs- und einer Wirkungskontrolle bestehen sollte.
15. Grundlage der Erfolgskontrolle muss ein langfristig angelegtes, indikatorbasiertes Monitoring sein. Die Indikatoren sollten sich dabei einerseits auf die drei Säulen des Wildtiermanagements beziehen (Populationsentwicklung, Wildzustand, Wildeinfluss), andererseits auch Effektivität und Effizienz der Jagdausübung überwachen. Oft müssen weitere Komponenten (z. B. Besucherlenkung oder Verkehrsunfälle) berücksichtigt und im Monitoring überwacht werden.
16. Die Kontrolle – und letztlich auch Planung – des Rotwildabschusses über die Jagdstrecke sollte neben der Bestandesrückrechnung auch weitere Indikatoren berücksichtigen, z. B. den Anteil an Alttieren an der Gesamtstrecke, das Kalb-Alttier-Verhältnis, und das Geschlechterverhältnis insbesondere bei den Kälbern. Hierbei sollte auch evaluiert werden, welche Erlegungsarten und -zeiten lokal bzw. regional am effektivsten und effizientesten sind, und ob sie entsprechend genutzt werden.

### 2.4.5 Weitere Schritte für ein evidenzbasiertes Rotwildmanagement

Die oben gemachten Vorschläge umzusetzen wird in der Praxis sicherlich mit Herausforderungen einhergehen, dennoch sind sie grundsätzlich bereits jetzt durchführbar und werden mancherorts – zumindest in Teilen – auch schon durchgeführt. Anders sieht es mit weiteren Empfehlungen aus, die aus wissenschaftlicher Sicht zwar sinnvoll erscheinen, jedoch ohne eine entsprechende Dateninfrastruktur und zusätzlichen logistischen und finanziellen Einsatz nicht realisierbar sind. Somit besteht aus Sicht der Wissenschaft folgende Wunschliste, um ein noch stärker evidenzbasiertes Rotwildmanagement zu ermöglichen:

1. Die Abundanzen der Rotwildvorkommen sollten – so oft und regelmäßig wie möglich – mittels validierter, statistisch-quantitativer Methoden empirisch geschätzt werden, z. B. über Kamerafallendaten, Genetik oder Fernerkundung. Die Vorgehensweise bei Datenaufnahme und -analyse sollten dabei reproduzierbar beschrieben werden, und es sollten Angaben zur statistischen Präzision der Schätzungen gemacht werden (z. B. über Konfidenzintervalle).
2. Es sollte ein nationales genetisches Monitoring der Rotwildvorkommen durchgeführt werden, damit die Entwicklung von genetischer Vielfalt und Genfluss verfolgt werden kann. Solch ein Monitoring könnte anhand der Strecke regelmäßig, z. B. alle fünf bis zehn Jahre, durchgeführt werden und sollte auf mindestens 30 Individuen je Vorkommen basieren (Reiner et al. 2019). Bei sehr kleinen und räumlich stark isolierten Vorkommen ist solch ein Monitoring besonders wichtig und sollte dementsprechend in kürzeren Intervallen (z. B. jährlich) und über Beprobung möglichst aller erlegten Individuen stattfinden.
3. Jagdstreckendaten sollten vollständig unter den in Tab. 2.1 aufgelisteten Angaben räumlich-explizit erfasst werden, damit die Zusammenhänge zwischen Jagd(strecke) und Populationsentwicklung (Punkt 1) analysiert und Rückrechnungsmethoden validiert und verbessert werden können.
4. Auf Populationsebene sollte versucht werden, über die Abundanzschätzung, Genetik und Jagdstrecke wichtige Parameter in der Populationsdynamik empirisch zu ermitteln (Reproduktionsraten, alters- und geschlechtsabhängige Mortalitätsraten).
5. Es sollte eine nationale Rotwilddatenbank aufgebaut werden, in der die oben beschriebenen Daten gesammelt und der Wissenschaft zur Verfügung gestellt werden, damit durch weiterführende Auswertung der Daten zusätzliche Evidenzen für das Rotwildmanagement geschaffen werden können. In einer solchen Datenbank könnten zudem auch zusätzliche Daten und Informationen hinterlegt werden, die für die Interpretation der Daten wichtig sind, wie Hinweise auf das Störungsregime durch Tourismus, zu Änderungen in der Jagdausübung, zur Lebensraumkapazität oder zur Geschichte des Rotwildbestandes.

Zudem besteht weiterer Forschungsbedarf, z. B. über die Auswirkungen von zurückkehrenden Wölfen auf die Populationsentwicklung und das Verhalten von Rothirschen, oder zu den demografischen Auswirkungen von genetischer Inzucht in isolierten Rotwildvorkommen.

### 2.4.6 Zukünftige Herausforderungen und Chancen im Rotwildmanagement

In den letzten Jahren sind durch Trockenstress, Sturm- und Käferschäden große Freiflächen in deutschen Wäldern entstanden (BMLE 2021). Die Habitatverfügbarkeit für Rothirsche und andere Herbivoren wird hierdurch zunächst erhöht (Oeser et al. 2021), eine Bejagung oftmals erschwert, und eine Wiederbewaldung der Flächen durch Aufforstung oder natürliche Regeneration wird ohne ein effizientes Wildtiermanagement kaum möglich sein (BMLE 2011). Das Management von Rothirschen wird somit in den nächsten Jahren und Jahrzehnten weiter an Bedeutung und an Brisanz gewinnen. Wie in diesem Kapitel beschrieben sind diese neu entstandenen Freiflächen jedoch nicht nur Herausforderung, sondern können auch eine große Chance im Rothirschmanagement darstellen. Um diese Chance zu nutzen, muss es gelingen, Rothirsche gezielt auf solche Flächen zu lenken, auf denen sie aus forstwirtschaftlicher Sicht geduldet werden können, Flächen also, die auch mittel- oder langfristig relativ offen bleiben können. Hier muss man ihnen ausreichend Ruhe und Sicherheit bieten, wobei neben der Jagdausübung auch die Vermeidung von Störungen durch Erholungssuchende, Forstwirtschaft und andere Landnutzungsformen bedacht werden müssen. Gleichzeitig müssen Rothirsche durch lokal intensive Bejagung von solchen Flächen ferngehalten werden, auf denen die Wiederbewaldung möglichst rasch erfolgen soll.

### 2.4.7 Das Rotwildmanagement der Zukunft

Egal welche Ziele es verfolgt und welche Maßnahmen zum Erreichen dieser Ziele eingesetzt werden – das Rotwildmanagement der Zukunft sollte noch stärker als bisher von einer Erfolgskontrolle und einem darauf abzielenden Monitoring begleitet werden. Was für ein Datenschatz würde der Wissenschaft und dem Wildtiermanagement zur Verfügung stehen, wenn die Daten zu den erlegten Rothirschen und ihrer Bejagung zumindest stichprobenartig kontinuierlich erfasst und zugänglich gemacht würden? Hieran sollten eigentlich alle staatlichen und auch viele private Forstbetriebe ein berechtigtes Interesse haben, zumal sich die Jagdausübenden hierbei als Bürgerforschende (citizen scientists) erweisen und einen wichtigen Beitrag hin zu einem wirklich evidenzbasierten Rotwildmanagement leisten könnten. Man darf gespannt sein, ob wissenschaftliche Fakten und Methoden im Rotwildmanagement in der Zukunft weiterhin und zunehmend berücksichtigt werden oder ob die Art – wie schon in der Vergangenheit – zum Spielball politischer, ökonomischer und ideologischer Interessen wird.

## Literatur

Ammer C, Vor T, Knoke T, Wagner S (2010) Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen

Arnold W (2003) Der verborgene Winterschlaf des Rothirsches. Wildbiologie – Physiologie 9(3):1–11

Arnold W, Beiglbock C, Burmester M, Guschlbauer M, Lengauer A, Schroder B, Wilkens M, Breves G (2015) Contrary seasonal changes of rates of nutrient uptake, organ mass, and voluntary food intake in red deer (Cervus elaphus). Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol 309(3):R277–R285

Bauling S, Rühe F, Saborowski J (2013a) Schätzung der Rotwilddichte (Cervus elaphus L.) im Solling mit der Age-at-Harvest-Methode. Forstarchiv 84:13–23

Bauling S, Saborowski J, Rühe F (2013b) Das Rotwild (Cervus elaphus L.) im Solling: Dynamik, Produktivität, Mortalität und Struktur von 1981 bis 1991. Forstarchiv 84:131–143

BMLE (2011) Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Bonn

BMLE (2021) Waldbericht der Bundesregierung 2021. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Bonn

BMU (2012) Bundesprogramm Wiedervernetzung. Grundlagen – Aktionsfelder – Zusammenarbeit. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin

Bobrowski M, Gillich B, Stolter C (2020) Nothing else matters? Food as a driving factor of habitat use by red and roe deer in winter? Wildl Biol 2020(4):1–9

Bödeker K, Ammer C, Knoke T, Heurich M (2021) Determining statistically robust changes in ungulate browsing pressure as a basis for adaptive wildlife management. Forests 12:1030

Bonenfant C, Gaillard J-M, Klein F, Loison A (2002) Sex- and age-dependent effects of population density on life history traits of Red deer (Cervus elaphus) in a temperate forest. Ecography 25(4):446–458

Bützler W (2001) Rotwild. Biologie, Verhalten, Umwelt, Bejagung. BLV, München

Castillo-Huitron NM, Naranjo EJ, Santos-Fita D, Estrada-Lugo E (2020) The importance of human emotions for wildlife conservation. Front Psychol 11:1277

Chassagneux A, Calenge C, Siat V, Mortz P, Baubet E, Saïd S (2019) Proximity to the risk and landscape features modulate female red deer movement patterns over several days after drive hunts. Wildl Biol 2019(1):1–10

Chassagneux A, Calenge C, Marchand P, Richard E, Guillaumat E, Baubet E, Said S (2020) Should I stay or should I go? Determinants of immediate and delayed movement responses of female red deer (Cervus elaphus) to drive hunts. PLoS One 15(3):e0228865

Ciuti S, Muhly TB, Paton DG, McDevitt AD, Musiani M, Boyce MS (2012) Human selection of elk behavioural traits in a landscape of fear. Proc Biol Sci 279(1746):4407–4416

Clutton-Brock TH, Guinness FE, Albon SD (1982) Red deer. Behavior and ecology of two sexes. University of Chicago Press, Chicago

Clutton-Brock TH, Albon SD, Guinness FE (1984) Maternal dominance, breeding success and birth sex ratios in red deer. Nature 308:358–360

Clutton-Brock TH, Major M, Guinness FE (1985) Population regulation in male and female red deer. J Anim Ecol 54:831–846

Clutton-Brock TH, Coulson TN, Milner-Gulland EJ, Thomson D, Armstrong HM (2002) Sex differences in emigration and mortality affects optimal management of deer populations. Nature 415:633–637

Coppes J, Burghardt F, Hagen R, Suchant R, Braunisch V (2017) Human recreation affects spatio-temporal habitat use patterns in red deer (Cervus elaphus). PLoS One 12(5):e0175134

Corlatti L, Gugiatti A, Pedrotti L (2016) Spring spotlight counts provide reliable indices to track changes in population size of mountain-dwelling red deer Cervus elaphus. Wildl Biol 22(6):268–276

Cromsigt JPGM, Kuijper DPJ, Adam M, Beschta RL, Churski M, Eycott A, Kerley GIH, Mysterud A, Schmidt K, West K, Frair J (2013) Hunting for fear: innovating management of human-wildlife conflicts. J Appl Ecol 50(3):544–549

Deutz A, Schawalder F-J (2018) „Fesselblick“ und Gesäuge. Schweiz Jäger 9:46–48

Deutz A, Bretis H, Völk F (2015) Rotwildreduktion – aber wie? Leopold-Stöcker, Graz

DJV (2021) DJV-Handbuch 2021. Deutscher Jagdverband, Berlin

Donini V, Corlatti L, Pedrotti L (2021) Tracking red deer population size using deterministic cohort analysis. Mamm Biol 101(5):675–680

Ebert C, Sandrini J, Welter B, Thiele B, Hohmann U (2021) Estimating red deer (Cervus elaphus) population size based on non-invasive genetic sampling. Eur J Wildl Res 67(2):27

Edelhoff H, Zachos FE, Fickel J, Epps CW, Balkenhol N (2020) Genetic analysis of red deer (Cervus elaphus) administrative management units in a human-dominated landscape. Conserv Genet 21(2):261–276

Fiderer C, Storch I, Heurich M (2021) Schalenwildmonitoring in Nationalparken in Deutschland. AFZ Wald 21:12–16

Franke U, Goll B, Hohmann U, Heurich M (2012) Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high–resolution natural colour images. Anim Biodivers Conserv 35(2):285–293

Frankham R, Ballou JD, Ralls K, Eldridge M, Dudash MR, Fenster CB, Lacy RC, Sunnucks P (2017) Genetic management of fragmented animal and plant populations. Oxford University Press, Oxford

Franklin IR (1980) Evolutionary change in small populations. In: Soule ME, Wilcox BA (Hrsg) Conservation biology: an evolutionaryecological perspective. Sinauer Associates, Sunderland, S 135–140

Frerker K, Sonnier G, Waller DM (2013) Browsing rates and ratios provide reliable indices of ungulate impacts on forest plant communities. For Ecol Manag 291:55–64

Garel M, Gaillard J-M, Chevrier T, Michallet J, Delorme D, van Laere G (2010) Testing reliability of body size measurements using hind foot length in roe deer. J Wildl Manag 74(6):1382–1386

Gärtner S (2017) Die Abschussplanung nach Geschlecht und Altersklassen beim Rotwild – Vision und Wirklichkeit. Beitr Jagd Wildforsch 42:87–92

Gaynor KM, Brown JS, Middleton AD, Power ME, Brashares JS (2019) Landscapes of fear: spatial patterns of risk perception and response. Trends Ecol Evol 34(4):355–368

Gaynor KM, Cherry MJ, Gilbert SL, Kohl MT, Larson CL, Newsome TM, Prugh LR, Suraci JP, Young JK, Smith JA (2020) An applied ecology of fear framework: linking theory to conservation practice. Anim Conserv 24(3):308–321

Gräber R (2020) Wieviel ist viel? Methoden und Ergebnisse moderner Schalenwilderfassung. In: Kinser A, Freiherr von Münchhausen H (Hrsg) Der Rothirsch in der Überzahl. Wege zu einer tierschutzgerechten Rotwildreduktion.: Tagungsband des 9. Rotwildsymposiums. Deutsche Wildtier Stiftung, S 38–49

Hagen R, Haydn A, Suchant R (2018) Estimating red deer (Cervus elaphus) population size in the Southern Black Forest: the role of hunting in population control. Eur J Wildl Res 64(4):2

Haydn A, Thoma S, Suchant R (2018) Räumliche Konzeptionen im Wildtiermanagement. AFZ Wald 21:47–50

Herbst C, Kinser A, Freiherr von Münchhausen H (2016) ÖkoArtCervus. Eine Literaturrecherche zu den ökologischen Wirkungen von Rotwild und anderen wildlebenden Huftieren. Deutsche Wildtierstiftung,

Herrmann M, Enssle J, Süsser M, Krüger J-A (2007) Der NABU-Bundeswildwegeplan. Report, Berlin

Hofer U (2016) Evidenzbasierter Artenschutz. Begriffe, Konzepte, Methoden. Haupt, Bern

Hoffmann GS, Johannesen J, Griebeler EM (2016) Population dynamics of a natural red deer population over 200 years detected via substantial changes of genetic variation. Ecol Evol 6(10):3146–3153

Hohmann U (2013) Wie erobert Rotwild neue Lebensräume? AFZ Wald 6:20–21
Jarnemo A, Wikenros C (2013) Movement pattern of red deer during drive hunts in Sweden. Eur J Wildl Res 60(1):77–84
Jesmer BR, Merkle JA, Goheen JR, Aikens EO, Beck JL, Courtemanch AB, Hurley MA, McWhirter DE, Miyasaki HM, Monteith KL, Kauffman MJ (2018) Is ungulate migration culturally transmitted? Evidence of social learning from translocated animals. Science 361:1023–1025
Kinser A, Koop K, Freiherr von Münchhausen H (2010) Die Rotwildverbreitung in Deutschland. AFZ Wald 5:32–34
Kinser A, Kirchhoff E-GJ, Freiherr von Münchhausen H (2012). Hegegemeinschaften in Deutschland – Geschichte, rechtlicher Rahmen und Positionen der Akteure. Report, Hamburg
Kinser A, Wölfing B, Freiherr von Münchhausen H, Gräber R, Siebert U (2020) Abschussstruktur für Reduktionsprojekte beim Rotwild. AFZ Wald 9:34–37
Laguna E, Carpio AJ, Vicente J, Barasona JA, Triguero-Ocana R, Jimenez-Ruiz S, Gomez-Manzaneque A, Acevedo P (2021) The spatial ecology of red deer under different land use and management scenarios: protected areas, mixed farms and fenced hunting estates. Sci Total Environ 786:147124
Lang J, Huckschlag D, Simon O (2016) Möglichkeiten und Grenzen der Wildbestandsschätzung für Rotwild mittels retrospektiver Kohortenanalyse am Beispiel des Rotwildgebietes „Pfälzerwald“. Beitr Jagd Wildforsch 41:351–360
Laundré JW, Hernández L, Ripple WJ (2010) The landscape of fear: ecological implications of being afraid. Open Ecol J 3:1–7
Loe LE, Mysterud A, Veiberg V, Langvatn R (2009) Negative density-dependent emigration of males in an increasing red deer population. Proc Biol Sci 276(1667):2581–2587
Lone K, Loe LE, Meisingset EL, Stamnes I, Mysterud A (2015) An adaptive behavioural response to hunting: surviving male red deer shift habitat at the onset of the hunting season. Anim Behav 102:127–138
Martínez M, Rodríguez-Vigal C, Jones RO, Coulson T, Miguel AS (2005) Different hunting strategies select for different weights in red deer. Biol Lett 1(3):353–356
Meißner M, Reinecke H, Herzog S (2013) Vom Wald ins Offenland. Der Rothirsch auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr. Frank Fornacon, Ahnatal
Meyer J (2004) Felxible primäre Geschlechterverhältnisse – Bedeutung, Beispiele und Mechanismen – ein Überblick. Beitr Jagd Wildforsch 29:351–360
Meyer P (1979) Brachygnathia inferior bei einem Rothirsch (Cervus elaphus L.). Z Jagdwiss 25:182–185
Milner JM, Bonenfant C, Mysterud A, Gaillard J-M, CsÁNyi S, Stenseth NC (2006) Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. J Appl Ecol 43(4):721–734
Milner JM, Bonenfant C, Mysterud A (2010) Hunting Bambi – evaluating the basis for selective harvesting of juveniles. Eur J Wildl Res 57(3):565–574
Morellet N, Champely S, Gaillard J-M, Ballon P, Boscardin Y (2001) The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. Wildl Soc Bull 29(4):1243–1252
Morellet N, Gaillard J-m, Hewison AJM, Ballon P, Boscardin Y, Duncan P, Klein F, Maillard D (2007) Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. J Appl Ecol 44(3):634–643
Müller H (2017) Schmaltiermethode zur Ermittlung des Mindest-Wildbestandes bei Rotwild. Beitr Jagd Wildforsch 42:93–111
Müller M, Müller T, Möhring A (2012) Grundlagen für die Neuausgestaltung von Jagd- und Erlegungszeiten beim Schalenwild in Wäldern. AFZ Wald 14:34–37
Mysterud A, Yoccoz NG, Stenseth NC, Langvatn R (2001) Effects of age, sex and density on body weight of Norwegian red deer: evidence of density-dependent senescence. Proc Biol Sci 268(1470):911–919
Oeser J, Heurich M, Senf C, Pflugmacher D, Kuemmerle T (2021) Satellite-based habitat monitoring reveals long-term dynamics of deer habitat in response to forest disturbances. Ecol Appl 31(3):e2269

Raab C, Riesch F, Tonn B, Barrett B, Meißner M, Balkenhol N, Isselstein J, He K, Wegmann M (2020) Target-oriented habitat and wildlife management: estimating forage quantity and quality of semi-natural grasslands with Sentinel-1 and Sentinel-2 data. Remote Sens Ecol Conserv 6(3):381–398

Radler K, Reulecke K (1979) Die Gewichtsentwicklung bei Kiilbern und einjäihrigem Rotwild im Westharz und ihr Zusammenhang mit der Wilddichte. Z Jagdwiss 25:139–150

Reed DH, Bryant EH (2000) Experimental tests of minimum viable population size. Anim Conserv 3:7–14

Reimoser F, Hackländer K (2016) Wildökologische Raumplanung – Chancen und Grenzen. OÖ Jäger Juni, 43–50

Reimoser F, Reimoser S (2016) Long-term trends of hunting bags and wildlife populations in Central Europe. Beitr Jagd Wildforsch 41:29–43

Reiner G, Willems H (2021) Genetische Isolation, Inzuchtgrade und Inzuchtdepression in den hessischen Rotwildgeieten. Beitr Jagd Wildforsch 46:161–184

Reiner G, Lang M, Willems H (2019) Impact of different panels of microsatellite loci, different numbers of loci, sample sizes, and gender ratios on population genetic results in red deer. Eur J Wildl Res 65(25)

Reiner G, Klein C, Lang M, Willems H (2021) Human-driven genetic differentiation in a managed red deer population. Eur J Wildl Res 67(2)

Richter L, Balkenhol N, Raab C, Reinecke H, Meißner M, Herzog S, Isselstein J, Signer J (2020) So close and yet so different: the importance of considering temporal dynamics to understand habitat selection. Basic Appl Ecol 43:99–109

Riesch F, Tonn B, Meißner M, Balkenhol N, Isselstein J, Smith A (2019) Grazing by wild red deer: management options for the conservation of semi-natural open habitats. J Appl Ecol 56(6):1311–1321

Riesch F, Tonn B, Stroh HG, Meißner M, Balkenhol N, Isselstein J, Vandvik V (2020) Grazing by wild red deer maintains characteristic vegetation of semi-natural open habitats: evidence from a three-year exclusion experiment. Appl Veg Sci 23(4):522–538

Sih A, Bell A, Johnson JC (2004) Behavioral syndromes: an ecological and evolutionary overview. Trends Ecol Evol 19:372–378

Simon O, Ebert C, Kinser A (2021) Zum Risiko von Kälberwaisen bei Bewegungsjagden auf Rotwild – Konsequenzen für den Muttertierschutz. Report, Hamburg

Stöcker B (2014) Rotwildmanagement im Spiegel des Wertewandels der letzten hundert Jahre. Beitr Jagd Wildforsch 39:51–58

Suchant R (2015) Wald, Wildtiere, Menschen – Herausforderungen und Lösungen. AFZ Wald 6:22–25

Suchant R, Burghardt F, Calabrò S (2012) FVA-Verfahren (Monetäre Bewertung von Wildverbiss in Naturverjüngungen). Beurteilung von Wildverbiss in Naturverjüngungen. Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz, Baden-Württemberg, S 52–73

Sunde P, Olesen CR, Madsen TL, Haugaard L (2009) Behavioural responses of GPS-collared female red deer Cervus elaphus to driven hunts. Wildl Biol 15(4):454–460

Suter W (2017) Ökologie der Wirbeltiere. Vögel und Säugetiere. Haupt, Bern

Suter W, Zweifel-Schielly B, Moser B, Fankhauser R, Kreuzer M (2005) Nahrungswahl und Raumnutzung der Huftiere – ein eng verflochtenes System. Forum für Wissen, 31–39

Thurfjell H, Ciuti S, Boyce MS (2017) Learning from the mistakes of others: how female elk (Cervus elaphus) adjust behaviour with age to avoid hunters. PLoS One 12(6):e0178082

Trisl O, Akça A (1998) Entwicklung eines optimalen Stichprobenkonzepts zur langfristigen Beobachtung der Schälschadensentwicklung. Forstarchiv 4:150–157

Vetter SG, Arnold W (2018) Effects of population structure and density on calf sex ratio in red deer (Cervus elaphus) – implications for management. Eur J Wildl Res 64(3):30

Westekemper K (2022) Impacts of landscape fragmentation on red deer (Cervus elaphus) and European wildcat (Felis silvestris silvestris): a nation-wide landscape genetic analysis. Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen

Westekemper K, Reinecke H, Signer J, Meißner M, Herzog S, Balkenhol N (2018) Stay on trails – effects of human recreation on the spatiotemporal behavior of red deer Cervus elaphus in a German national park. Wildl Biol 2018(1):1–9

Willems H, Welte J, Hecht W, Reiner G (2016) Temporal variation of the genetic diversity of a German red deer population between 1960 and 2012. Eur J Wildl Res 62(3):277–284

Witmer GW (2005) Wildlife population monitoring: some practical considerations. Wildl Res 32:259–263

Wolf M, Weissing FJ (2012) Animal personalities: consequences for ecology and evolution. Trends Ecol Evol 27(8):452–461

Wölfl H (2003) Vorbemerkungen und Einleitung. In: Wölfl H (Hrsg) Bewegungsjagden. Planung, Auswertung, Hundewesen. Leopold-Stöcker, Graz, S 11–27

Zachos FE, Hartl GB (2011) Phylogeography, population genetics and conservation of the European red deer Cervus elaphus. Mammal Rev 41(2):138–150

Zachos FE, Althoff C, Steynitz Y, Eckert I, Hartl GB (2006) Genetic analysis of an isolated red deer (Cervus elaphus) population showing signs of inbreeding depression. Eur J Wildl Res 53(1):61–67

Zeiler H (2014) Herausforderung Rotwild. Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag, Wien

**Open Access** Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

Klinikum Veterinärmedizin der Justus-Liebig-Universität Gießen/

Arbeitskreis Wildbiologie der JLU

# Sicherung der genetischen Diversität in den hessischen Rotwild-Populationen

## - Ein Beitrag zur Sicherung der hessischen Biodiversität

Gerald Reiner*, Corinna Klein, Hermann Willems

**Zwischenbericht für die Rotwildhegegemeinschaften**

***Verantwortlicher Antragssteller und Federführung für das Gesamtprojekt:**

Prof. Dr. Dr. habil. Gerald Reiner
Klinikum Veterinärmedizin und Arbeitskreis Wildbiologie der JLU Gießen
Frankfurter Straße 112
3539 2 Gießen
Tel.: 0641 99 38821
Fax: 0641 99 38829
Email: gerald.reiner@vetmed.uni-giessen.de

## Zusammenfassung

Der Schutz der genetischen Vielfalt wird heute dem Artenschutz und dem Schutz von Ökosystemen gleichgestellt. Denn die bloße Anwesenheit einer Tierpopulation sagt noch nichts über deren langfristige Überlebensfähigkeit aus. Erst eine ausreichende genetische Vielfalt setzt die Population in die Lage, sich an wechselnde Umweltbedingungen (z.B. Klimaerwärmung) anzupassen. Hessen weist Deutschlands dritthöchste Siedlungs- und Verkehrsflächendichte auf und die Rotwildpopulationen werden auf Rotwildgebiete aufgeteilt. Hieraus erwächst grundsätzlich das Risiko der Isolation der einzelnen Populationen. Seltene Genvarianten drohen insbesondere in den kleineren Populationen verloren zu gehen (genetische Drift) und der Inzuchtgrad droht anzusteigen. Hieraus erwächst ein steigendes Risiko für Inzuchtdepressionen, sinkende Fitness und langfristig der Extinktion betroffener Populationen. Betroffen sind insbesondere polygene Merkmale. Auf dem Weg vom befruchteten Embryo zum fertigen Tier werden über 20.000 Gene, jeweils zu einem genau festgelegten Zeitpunkt eingeschaltet. Wann immer ein Gen mit zwei Defektvarianten (homozygot) auftritt fällt es komplett aus. In den meisten Fällen stirbt der Embryo an diesem Punkt ab. Nach außen sieht man nur, dass weniger Kälber gesetzt werden – falls man diese Beobachtung im Wald überhaupt machen kann; d.h. die Fruchtbarkeit geht als typisches Merkmal einer Inzuchtdepression zurück. Auch die Vitalität, das Anpassungsvermögen und die Resistenz gegen Krankheiten nehmen ab. Ein möglicher Anzeiger können Missbildungen sein, wie sie in einem kleinen von Autobahnen umrahmten Rotwildgebiet in Schleswig-Holstein regelmäßig auftreten. Die verheerende Rolle des Inzuchtzuwachses für das Fortbestehen von Wildpopulationen beschreibt unangefochten den Stand der Wissenschaft.

Um nun Gegenmaßnahmen ergreifen zu können, müssen zunächst die genetische Vielfalt der beteiligten Populationen und der genetische Austausch zwischen diesen bekannt sein. So lassen sich Engpässe aufdecken und geeignete Gegenmaßnahmen ergreifen. So begannen unsere Untersuchungen in 2010 im Rotwildgebiet Krofdorfer Forst bei Gießen. Hier zeigte sich ein Nettorückgang der genetischen Vielfalt seit den 1960er/80er Jahren um 15 %. Die Untersuchung des genetischen Austauschs mit den Nachbargebieten lieferte ein verheerendes Ergebnis: die absolute Unterbrechung des Genflusses zwischen den Rotwildgebieten im Nordwesten (Lahn- und Dill-Bergland) und denen im Südosten (Nördlicher und Hoher Vogelsberg) durch die Achse Wetzlar-Gießen-A5.

Inzwischen konnten alle 20 hessischen Rotwildgebiete vom Reinhardswald bis zum Odenwald und vom Rothaargebirge bis zum Spessart in die Untersuchung mit aufgenommen werden, gefördert durch das hessische Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und die Rotwildhegegemeinschaften und unterstützt durch den Landesjagdverband Hessen. In aussagekräftiger Anzahl je Gebiet wurden insgesamt rund 1.300 Proben gesammelt und in 21.000 Einzeluntersuchungen genetisch untersucht. Heraus kamen 15 unterschiedliche Genotypen, die eigentlich kreuz und quer übers Land verteilt hätten vorliegen müssen. Tatsächlich finden sie sich jedoch in vier, durch Barrieren absolut isolierten Inselvorkommen wieder: Region 1 mit Taunus, Platte und Hinterlandswald, Region 2 mit Rothaargebirge, Burgwald-Kellerwald, Lahn- und Dill-Bergland, Region 3 mit Spessart, Gieseler Forst, Hohem und Nördlichem Vogelsberg, mit Ausläufern zum Seulingswald und Region 4 mit Meißner-Kaufunger Wald und Riedforst. Einige seltene Genotypen mit dennoch gleichmäßiger Verteilung über die hessische Landesfläche zeigen an, dass die Populationen historisch einmal sehr gut miteinander vernetzt waren. Wattenberg-Weidelsburg

und der Krofdorfer Forst sind weitgehend, der Knüll westlich der A7, der Odenwald und der Reinhardswald in Bezug auf die übrigen hessischen Gebiete vollständig isoliert. Die Hauptbarrierewirkung geht von den Autobahnen A5, A7, A44, A45 und A49 aus sowie vom Rhein-Main-Gebiet. Die Inzuchtgrade nehmen mit steigender Isolation und sinkender Zahl an Individuen innerhalb der Populationen exponentiell zu und zeigen bereits drastische Auswirkungen auf Gesundheit und Tierwohl, mit dem Auftreten eines ersten Kalbes mit derselben dramatischen Missbildung wie für das Gebiet in Schleswig-Holstein beschrieben. Mittels molekulargenetischer Untersuchungen konnte die Missbildung eindeutig mit dem hohen Inzuchtgrad des Kalbes in Verbindung gebracht werden - ein Grad, wie er im Übrigen bei den extremsten Tieren in praktisch allen anderen Rotwildgebieten ebenfalls vorkommt.

Die Forderung nach Erhalt und Verbesserung der Gesundheit der Wildtiere und der Biodiversität ist u.a. dem Bundesjagdgesetz, der Berner Konvention von 1979, der UNO Konferenz von Rio von 1992 und dem Bundesnaturschutzgesetzt zu entnehmen. Die detaillierten Forschungsergebnisse zeigen jedoch eine starke Isolation der ehemals gut vernetzten hessischen Rotwildpopulationen, die bei einem Teil der Tiere bereits zu erheblichen Inzuchtgraden mit beginnender Inzuchtdepression geführt haben und massive Auswirkungen auf Anpassungsfähigkeit und Fitness der Populationen befürchten lassen. Hieraus lässt sich die dringende Notwendigkeit zum Handeln ableiten, die von allen Beteiligten Unterstützung benötigt, dem Umweltministerium, dem Landesjagdverband, den Naturschutzverbänden, den Hegegemeinschaften und der Jägerschaft. Jungen Rothirschen muss die Möglichkeit zu ihren traditionellen Wanderungen, die letztlich dem genetischen Austausch zwischen den Populationen und der Vermeidung von Inzucht dienen, ermöglicht werden. Da Wildschäden bevorzugt durch gestresstes Wild hervorgerufen werden, darf ihnen nicht nur durch Abschuss begegnet werden, sondern vor Allem auch durch eine Verbesserung der Lebensräume. Der Schlüssel liegt in der Vernetzung von Gebieten mit guten Lebensräumen und vernünftigen Wilddichten.

Es geht um den langfristigen Erhalt unserer größten noch existierenden Säugetierart. Dabei sind die hessischen Rothirsche selbst als ein Teil der Biodiversität zu sehen, die nicht durch eingeführte Tiere oder züchterische Lenkung zu ersetzen sind. Es geht um die Wiedervernetzung der existierenden Populationen, unterstützt durch Grünbrücken, Leistrukturen, die Sicherheit, Ruhezonen und Nahrungsangebot bieten sowie durch überregionale Biotopverbünde, die der gesamten Biodiversität Hessens, einschließlich Insekten, Amphibien, Fledermäusen, Wildkatze und Luchs zu Gute kommen.

## Stand der Forschung

Wildtierpopulationen leiden grundsätzlich unter der Fragmentierung ihrer Lebensräume durch Verinselung, Verkehrswege und Siedlungsgebiete, verbunden mit genetischer Verarmung, die über Fitnessverlust bis zur Extinktion führen kann. Hieraus erwächst die Notwendigkeit zur Bewahrung der genetischen Variabilität und evolutionären Flexibilität als Grundfrage des Natur- und Umweltschutzes. Dies betrifft

besonders kleine, der genetischen Drift ausgesetzte Populationen (Frankel und Soule, 1981). Der Schutz der genetischen Diversität wird daher von der IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) mit dem Schutz von Arten und Ökosystemen gleichgestellt (Mc Neely et al., 1990). Bereits Charles Darwin machte 1896 auf erheblichen Vitalitätsverlust bei in Parks gehaltenem englischem Rotwild aufmerksam. Seine Bedenken ergaben sich zum einen aus dem Aufbau der kleinen und isolierten Populationen und zum anderen aus der Tatsache, dass Vitalitätsverlust aufgrund der rezessiven Vererbung der beteiligten Letal- und Subletalgene grundsätzlich erst spät bemerkt wird, weil sich symptomlose, mischerbige Träger zunächst weit in der Population ausbreiten, bevor es zur Ausprägung erster homozygoter Phänotypen kommt.

Da ein Individuum an einem Genort maximal zwei Allele tragen kann, liegt in einer großen Population grundsätzlich wesentlich mehr genetische Vielfalt als in einer kleinen (Mendel, 1865). Außerdem gehen seltenere Genvarianten in einer kleinen Population leichter verloren (meist schon mit dem Verlust eines einzelnen Tieres), als in einer großen. Dieser Aspekt wird als genetische Drift bezeichnet und meint die zufällige Veränderung des Genpools von einer Generation zur nächsten (Fisher, 1930). Gerade aufgrund der genetischen Drift und dem Verlust von Genvarianten führt die Isolation kleinerer Populationen zwangsläufig zur Abnahme der Heterozygotie und zur Zunahme des Inzuchtgrades. Heterozygote (mischerbige) Individuen verfügen jedoch über eine höhere Vitalität als homozygote (reinerbige), weil sie an möglichst vielen Genorten zwei Antworten anstatt nur einer parat halten, um auf Umweltveränderungen (z.B. Klimawandel) zu reagieren. Man spricht vom Phänomen der Überdominanz. Mit dem Verlust an Genvarianten steigt gleichzeitig der Inzuchtgrad, also die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Allele von ein und demselben Vorfahren abstammen und damit identisch sind. Die Kombination identischer Allele in einem Individuum lässt Semiletal- und Letalgene, deren Informationsverlust bei mischerbigen Tieren durch das intakte Allel aufgefangen wurde, sichtbar werden, weil das benötigte Genprodukt nun vollends fehlt. Betroffen sind in erster Linie polygenetisch vererbte Merkmale wie Vitalität, Fruchtbarkeit, Anpassungsvermögen, Krankheitsanfälligkeit und körperliche Entwicklung, weil die Wahrscheinlichkeit dafür, dass mindestens ein Gen betroffen ist, mit der Anzahl beteiligter Gene ansteigt. Auf dem Weg von der befruchteten Eizelle bis zum fertig entwickelten Hirschfoetus werden

der Reihe nach mehr als 20.000 Gene eingeschaltet. Defekte führen zum Entwicklungsstop an der jeweiligen Stelle während der Embryonalphase und zumeist zur unbemerkten Resorption des Embryos, letztlich also zur verminderten Fruchtbarkeit. Beispiele für Inzuchtdepressionen liegen mannigfaltig vor (z.B. Ralls und Ballou, 1983; O´Brien und Evermann, 1988; Daszak et al., 2000; Heber und Briskie, 2010). Ein in Deutschland bekanntes Phänomen der Inzuchtdepression tritt bei Rotwild in der Region Hasselbusch (Schleswig-Holstein) in Form der *Brachygnatia inferior* (Unterkieferverkürzung) auf (Zachos et al., 2007). Die verheerende Rolle des Inzuchtzuwachses auf den Erhalt und das Fortbestehen von Populationen reflektiert unangefochten den aktuellen Stand der Wissenschaft (Frankham, 2010; Allendorf et al., 2013).

Selbstverständlich hängt die realisierbare Populationsgröße in einem Gebiet in erster Linie von den ökologischen Gegebenheiten ab; sie kann damit nicht beliebig vergrößert werden. Aber durch den funktionellen Zusammenschluss der kleinen Populationen größerer Regionen kann die genetische Vielfalt innerhalb der Einzelpopulationen (und damit auch für die Gesamtpopulation) erheblich gesteigert werden, ohne dass die einzelnen Populationsstärken zunehmen müssen. Dieser günstige Austausch zwischen den Teilpopulationen wird als *Rescue effect* im Rahmen der Betrachtung von Metapopulationen bezeichnet (Ingvarsson 2001), durch den verlorene genetische Variabilität wiederhergestellt werden kann. Im konkreten Falle gilt es, die Wanderungen des jungen, männlichen Rotwildes zu fördern, indem Barrieren im Rahmen von Lebensraumverbundprojekten entschärft werden. Zur Umsetzung geeigneter Maßnahmen bedarf es allerdings zunächst der Kenntnis der populationsgenetischen Beziehungen der Subpopulationen untereinander. Populationsgenetische Studien in den Teilpopulationen schaffen die Grundlage dafür, den Genfluss zwischen den einzelnen Standorten zu quantifizieren und damit die wesentlichen Barrieren identifizieren zu können. So weiß man, wo Handlungsbedarf besteht und wo nicht. Hier setzt die vorliegende Studie an.

Andererseits hängen Schälschäden weniger von der absoluten Zahl an Rotwild ab, als vom Zustand, in dem sich die Population befindet. Sie nimmt folglich mit dem Grad des Stressdrucks zu, dem die Population infolge von Äsungsmangel, Jagddruck, intensivierter Freizeitnutzung, ungünstigem Lebensraumaufbau (Äsung, Deckung, Ruhezonen), zu starker oder zu geringer Populationsgröße u.v.a. ausgesetzt ist.

Hieraus ergibt sich zwangsläufig, dass die alleinige Regulation durch Abschuss an der eigentlichen Problematik vorbeigeht, insbesondere dann, wenn kleinere Populationen in ihrer Existenz gefährdet sein sollten.

**Ziele und Arbeitsprogramm**

**Ziele:**

Mit dem beantragten Projekt sollten im Wesentlichen folgende Ziele erreicht werden:

A. Populationsgenetische Charakterisierung der hessischen Rotwildpopulationen
B. Quantifizierung des genetischen Austauschs zwischen den Teilpopulationen
C. Ermittlung der bedeutendsten Barrieren zwischen den Rotwildgebieten
D. Langfristige Sicherung und Verbesserung der genetischen Variabilität innerhalb der kleinen Teilpopulationen durch verbesserten Genaustausch über wanderndes männliches Rotwild.

**Arbeitsprogramm:**

I. <u>Teilnehmende Rotwildgebiete</u>

An der Untersuchung haben 19 hessische Rotwildgebiete teilgenommen:

1. Reinhardswald (RH)
2. Wattenberg-Weidelsburg (WW)
3. Meissner-Kaufunger Wald (MKW)
4. Rothaargebirge (RG)
5. Burgwald-Kellerwald (BKW)
6. Riedforst (RF)
7. Knüllwald (KN/KNU)
8. Dill-Bergland (DB)
9. Lahn-Bergland (LB)
10. Krofdorfer Forst (KF)
11. Seulingswald (SW)
12. Nördlicher Vogelsberg (NV)
13. Hoher Vogelsberg (HV)
14. Giesseler Forst (GF)

15. Hinterlandswald (HW)
16. Platte (PL)
17. Taunus (TA/HT)
18. Spessart (SP)
19. Odenwald (OD)

## II. Probensammlung

Von jedem Rotwildgebiet wurden ca. 60 Proben untersucht. Für die Probensammlung wurde ausdrücklich bereits vorliegendes Material mit einbezogen, um den Vorlauf zur Studie möglichst gering zu halten und vorliegende Ressourcen retrospektiv zu nutzen. Alle Proben stammten von aktuellem Rotwild und waren nicht älter als ca. 5 bis 10 Jahre; hierdurch wurde die aktuelle Vergleichbarkeit der Rotwildgebiete untereinander gewährleistet.

Als Proben kamen Bohrkerne von Schädeln und Abwurfstangen, sowie Gewebeproben von geschossenem Rotwild zum Einsatz. Geschlecht und Alter der beprobten Tiere wurden aufgezeichnet, waren aber für die Eignung der Probe ohne Belang. Die Proben wurden von Datenblättern begleitet, denen die exakte Herkunft und das Beprobungsdatum zu entnehmen waren.

## III. DNA-Isolation

Bei den Abwurfstangen wurden die Bohrproben dem Petschaft, bei den Schädeln dem *Os occipitale* entnommen.

## IV. Genotypisierung

Für die genetische Untersuchung wurden dieselben 16 Mikrosatelliten eingesetzt, die bereits für die Vorarbeiten an den fünf mittelhessischen Rotwildpopulationen verwendet wurden; damit ergibt sich eine absolute Vergleichbarkeit aller hessischen Gebiete.

V. Populationsgenetische Charakterisierung

Die Auswertung der Gelbilder erfolgte mit der Software Peakscanner 2.0 (Applied Biosystems). Zur Überprüfung der Plausibilität der Allelgrößen und zur Ermittlung populationsgenetischer Parameter wurden ausschließlich frei zugängliche Programme verwendet.

Alle anzuwendenden Methoden waren zuvor etabliert, auf Rotwild angepasst und haben sich in der Vergangenheit bewährt (s. Untersuchungen an Rotwild des Krofdorfer Forsts; Willems et al., 2016). Alle notwendigen Geräte und Laboreinrichtungen standen an der Klinik für Wiederkäuer und Schweine zur Verfügung.

## Ergebnisse

Die Studie basiert auf einer Gesamtzahl von 1330 Tieren, von denen 47 % männlichen Geschlechts waren. Die Rotwildgebiete steuerten hierzu zwischen 47 und 204 Proben bei. Ungünstiger Weise stammten einige Stangenproben vom gleichen Tier. Aufgrund dessen reduzierte sich die Probenzahl auf insgesamt 1291 Tiere. Für den Hohen Vogelsberg standen nur 47 Proben zur Verfügung, die lediglich aus 2 Revieren stammten, sodass die Ergebnisse für dieses Rotwildhegegebiet nicht in vollem Umfang als repräsentativ anzusehen sind.

## Inzuchtzuwachs in Abhängigkeit von Isolationsgrad und Populationsgröße

Die effektive Populationsgröße zeigt an, wie groß eine ideale Population (im Hardy-Weinberg-Gleichgewicht) wäre, deren populationsgenetische Parameter denen der untersuchten Population entsprechen. Die großen Rotwildpopulationen Spessart, Reinhardswald, Taunus und Burgwald-Kellerwald entsprechen idealen Populationen mit 360 bis 175 an der Vermehrung beteiligten Tieren. Bei den kleinen Populationen Krofdorfer Forst, Nördlicher Vogelsberg, Platte und Wattenberg-Weidelsburg geht die effektive Populationsgröße auf unter 50 bis 30 Tiere zurück. Mit abnehmender effektiver Populationsgröße nimmt der jährliche Inzuchtzuwachs exponentiell zu. Er beträgt für die großen Populationen lediglich zwischen 0,1 und 0,3 %, steigt jedoch bei

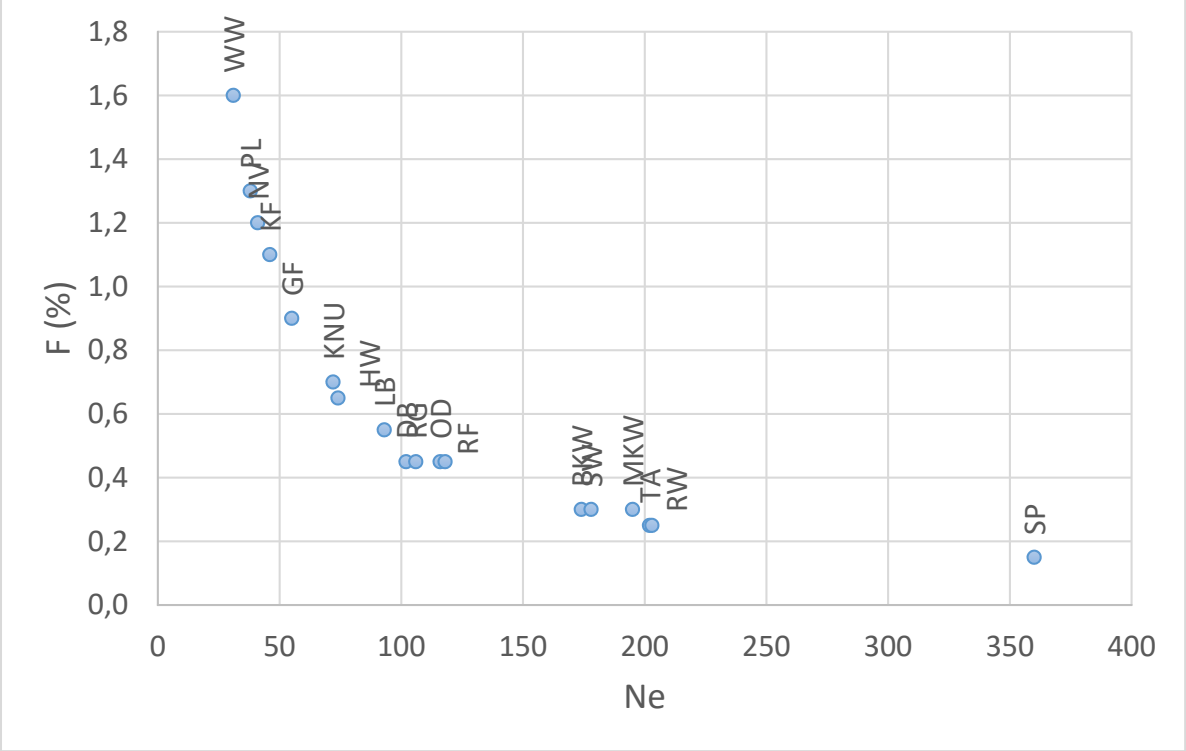



Abb. 1: Jährlicher Inzuchtzuwachs (F) als Maß der Isolation und der effektiven Populationsgröße

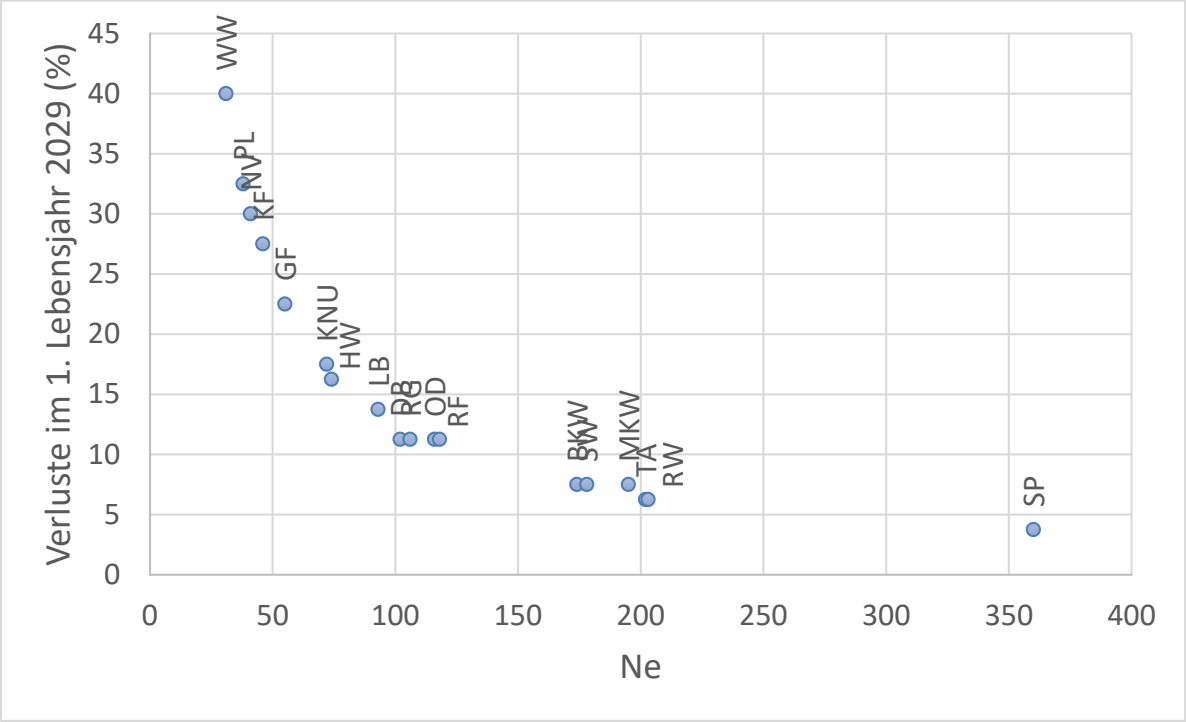



Abb. 2: Verluste im 1. Lebensjahr, hochgerechnet nach den Ergebnissen von Walling et al. 2011, auf das Jahr 2029.

den kleinen Populationen auf 1 bis 1,6 % an (Abb. 1). Berücksichtigt man den Zusammenhang zwischen Inzuchtgrad und Verlusten im 1. Lebensjahr, so ergeben sich hochgerechnet auf das Jahr 2029 Zuwächse in der Verlustrate von um 5 % für die großen Populationen, aber von 25 bis 40 % für die kleinen Populationen (Abb. 2).

**Zur Ähnlichkeit und zum Austausch der Rotwildgebiete untereinander**

Die Variabilität innerhalb und zwischen den Rotwildgebieten zeigt sich anhand der Verteilung von 15 Genclustern (Abb. 3).

Abb. 3: Darstellung der Verteilung von 15 Genotypenclustern in den hessischen Rotwildgebieten. Achtung: auch optisch ähnliche Farbtöne können verschieden sein.

Die Hauptgencluster spiegeln die aktuelle Verteilungssituation am besten wieder (Abb. 4). Die dominierenden Gencluster umfassen die Rotwildgebiete Taunus, Platte und Hinterlandswald (1), Rothaargebirge, Burgwald-Kellerwald, Lahn- und Dill-Bergland (7, 13) mit Ausläufern noch bis Wattenberg-Weidelsburg (13) und zum Krofdorfer Forst (7). Im Norden erstreckt sich der Gencluster 12 über das Gebiet Meißner-Kaufunger Wald und den Riedforst, im Südosten fassen die Cluster 4 und 11 die Gebiete

Nördlicher und Hoher Vogelsberg, den Gieseler Forst und den Spessart zusammen. Ausläufer ziehen noch bis zum Seulingswald. Innerhalb dieser Regionen besteht noch ein guter genetischer Austausch; dieser ist allerdings zwischen den Regionen weitgehend bis vollständig unterbrochen.

Abb. 4: Aktuell bedeutsame Genotypencluster und deren Verteilung in den hessischen Rotwildpopulationen. Region 1: Taunus, Platte und Hinterlandswald (Gencluster 1, blau); Region 2: Rothaargebirge, Lahn- und Dill-Bergland, Burgwald-Kellerwald, mit Ausläufern zum Krofdorfer Forst und nach Wattenberg-Weidelsburg (Gencluster 7, gelb und 13, grau); Region 3: Meißner-Kaufunger Wald und Riedforst (Gencluster 12, grün); Region 4: Vogelsberg, Gieseler Forst und Spessart, mit Ausläufern zum Seulingswald (Gencluster 4, braun und 11, rot).

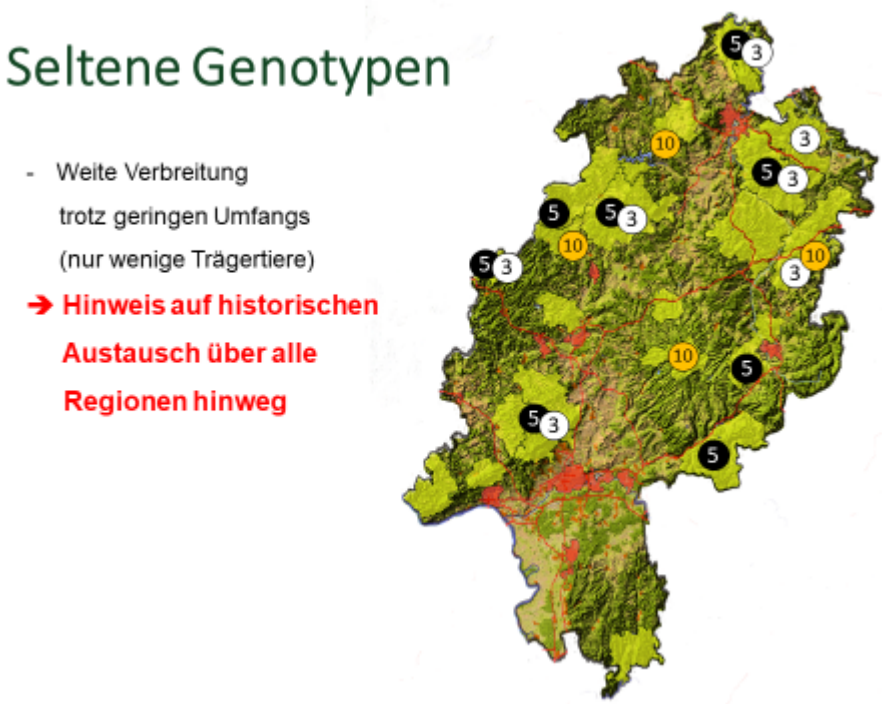



Abb. 5: Kleinere Genotypencluster weisen auf Spuren historischer Zusammenhänge hin (Gencluster 3, 5 und 10). Nur wenige Tiere tragen zusätzlich zu ihren Hauptgenclustern auch diese Gencluster; sie kommen jedoch noch überall in Hessen vor.

Abb. 6: Hinweise auf isolierte Populationen im Untersuchungsgebiet. Gelb: isolierte Gebiete; Blau: Hinweis auf „Austausch“.

Dass die Gebiete ursprünglich deutlich zusammenhingen, zeigt eine Betrachtung der selteneren Gencluster (3, 5, 10). Als Hintergrundrauschen verteilen diese sich über das gesamte Untersuchungsgebiet (Abb. 5).

Die Gencluster 2, 6, 9 und 15 kommen nur noch in einzelnen Gebieten in relevantem Umfang vor. Sie zeigen damit den hohen Isolationsgrad dieser Gebiete an. Betroffen sind in erster Linie der Odenwald, der keinerlei Beziehung mehr zu den übrigen hessischen Populationen erkennen lässt, dicht gefolgt vom Knüllwald und dem Krofdorfer Forst. Auch Wattenberg-Weidelsburg und der Reinhardswald zeigen sich weitgehend isoliert mit Bezug zu den übrigen hessischen Gebieten. Gencluster 14 gibt Hinweise auf gemeinsame Wurzeln im Reinhardswald und im Bereich des Taunus. Dahinter könnte sich ein gezielt vorgenommener Austausch von Tieren zur genetischen Auffrischung verbergen.

Abb. 6 zeigt die quantitative Vernetzung der hessischen Rotwildgebiete auf Basis der Hauptgencluster. Die angegebenen Relationen dürften die aktuell bestehenden Verbindungen zwischen den Gebieten am besten wiedergeben. Genetische Ähnlichkeiten zwischen Gebieten von weniger als 20 % sprechen mit hoher Wahrscheinlichkeit gegen einen aktuell noch existierenden genetischen Austausch.

Im Gegensatz dazu beschreibt Abb. 7 die Zusammenhänge unter Einbeziehung aller Genotypen, d.h. einschließlich der eines Teils des Hintergrundrauschens. Unter besonderer Berücksichtigung der aktuellen Gencluster können die Gebiete Spessart, Gieseler Forst, Hoher und Nördlicher Vogelsberg einschließlich Südteil des Seulingswaldes als eine einheitliche Rotwildregion angesehen werden. Dasselbe gilt für die Gebiete Rothaargebirge, Burgwald-Kellerwald, Dill- und Lahn-Bergland, Wattenberg-Weidelsburg (weitgehend isoliert) und Krofdorfer Forst (weitgehend isoliert) im Nordwesten sowie für den Hinterlandswald, die Platte und den Taunus im Südwesten. Auch der Meissner-Kaufunger Wald und der Riedforst können zusammengefasst werden, eventuell unter Einbeziehung des Knüllgebietes östlich der A7. Odenwald, Knüllwald (westlich der A7) und Reinhardswald zeigen sich am stärksten isoliert. Die einschneidensten Hindernisse entstehen in Zusammenhang mit der A45, der A5, der A7, der A49 und der A44. Die extremste Barriere im Gesamtgebiet liegt zwischen Taunus und Krofdorfer Forst.

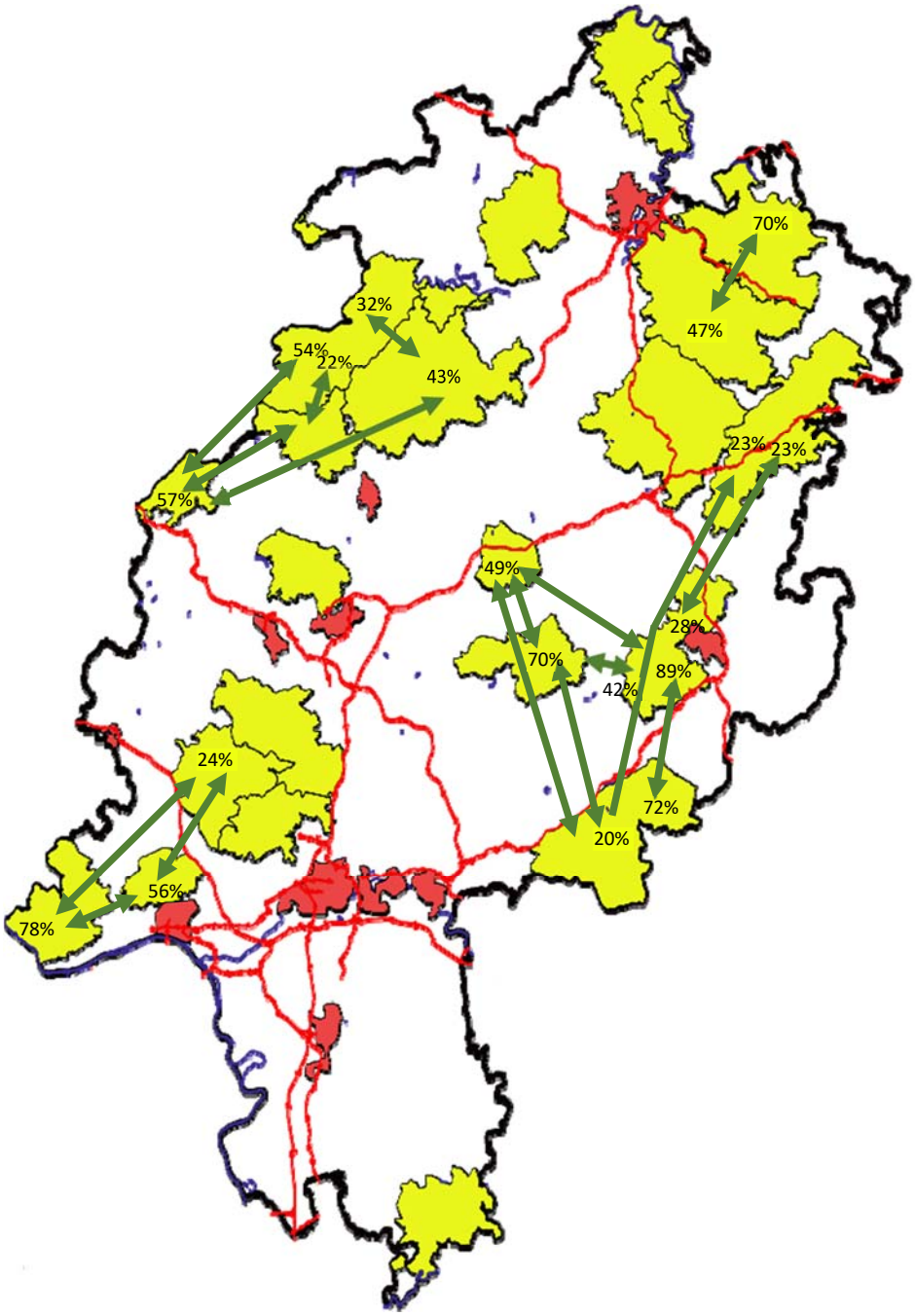



Abb. 6: Quantitative Vernetzung der Rotwildgebiete

Abb. 7: Zusammenfassung von Gebieten und existierende Barrieren. Die Rotwildgebiete können zum Teil in Rotwildregionen zusammengefasst werden: Taunus, Platte, Hinterlandswald; Rothaargebrige, Lahn- und Dill-Bergland, Burgwald-Kellerwald, mit Ausläufern zum Krofdorfer Forst und nach Wattenberg-Weidelsburg; Meißner-Kaufunger Wald, Riedforst und Ausläufer zum Knüll östlich der A7 und zum Seulingswald; Vogelsberg, Gieseler Forst, Spessart, mit Ausläufern zum Seulingswald. Krofdorfer Forst und Wattenberg-Weidelsburg sind weitgehend, der Knüll westlich der A7 sowie der Odenwald und der Reinhardswald in Bezug zum Rest Hessens vollständig isoliert. Hauptbarrieren: A45, A5, A44, A49, A7 nördlicher Teil und Rhein-Main-Gebiet.

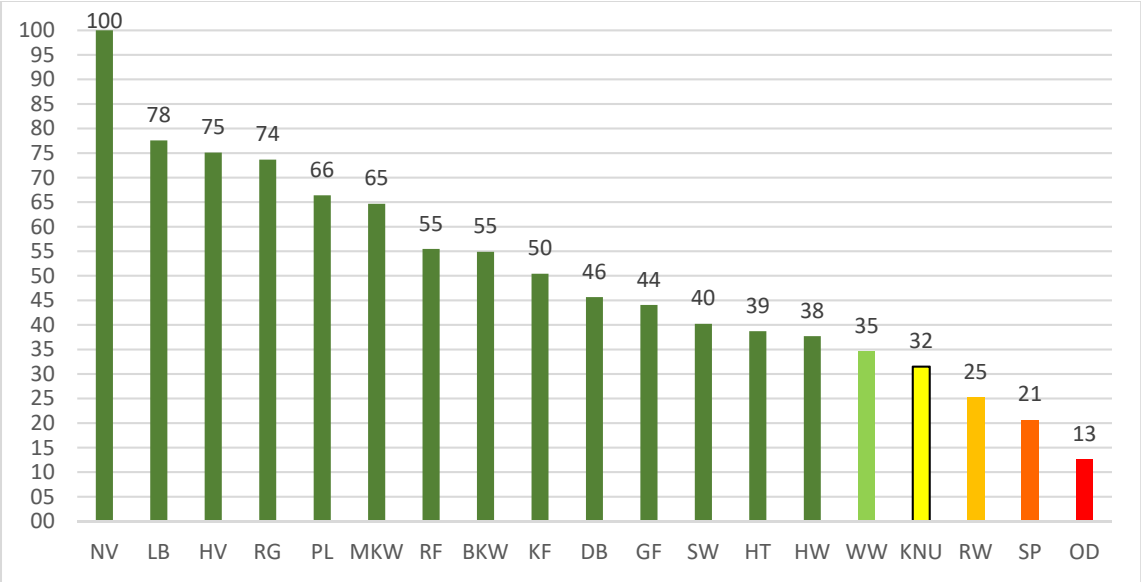



Abb. 8: Relative Übereinstimmung (Nördlicher Vogelsberg = 100 %) der Rotwildgebiete mit der hessischen Kerngenetik. Odenwald, Spessart, Reinhardswald, Knüll und Wattenberg-Weidelsburg zeigen die geringste Übereinstimmung.

Der Nördliche Vogelsberg zeigt insgesamt die höchste Übereinstimmung mit der „gesamthessischen“ Durchschnittspopulation (Abb. 8). Hingegen ergibt sich für die Gebiete Odenwald, Spessart und Reinhardswald, gefolgt von Knüll und Wattenberg-Weidelsburg nur eine geringse Übereinstimmung. Die Betrachtung der kubischen Abweichung der Übereinstimmung zwischen den Gebieten, korrigiert um die tatsächliche Entfernung zwischen den Gebieten (Abb. 9) weist den Verbund zwischen Hohem und Nördlichem Vogelsberg, zwischen Gieseler Forst und Hohem Vogelsberg und zwischen Meißner-Kaufunger Wald und Riedforst als besonders innig aus. Auch Burgwald-Kellerwald und Rothaargebirge zeigen überdurchschnittliche Werte. Unerwartet deutliche Abweichungen zwischen den Gebieten ergaben sich hingegen für die Gebiete Knüllwald/Seulingswald, Knüllwald/Gieseler Forst, Taunus/Krofdorfer Forst, Knüllwald/Meißner-Kaufunger Wald und Krofdorfer Forst/Lahn-Bergland. In den meisten Fällen stellt eine Autobahn einen Teil der Barrierewirkung dar (blauer Punkt). Dass neben Autobahnen aber weitere Faktoren hinzukommen, zeigt die Verbindung zwischen Krofdorfer Forst und Lahn-Bergland. Die Vermutung liegt nah, dass es sich dabei um die Einflüsse der Rotwild-freien Gebiete handeln dürfte.

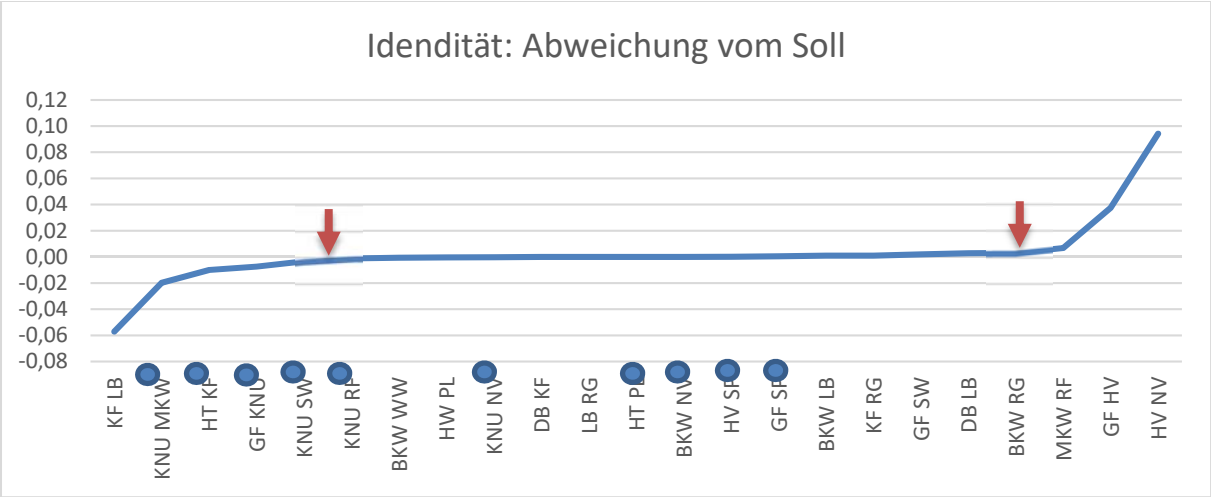



Abb. 9: Kubische Abweichung der tatsächlichen genetischen Ähnlichkeit von der räumlich zu erwartenden genetischen Ähnlichkeit. Die roten Pfeile markieren die Grenzen für besonders starke Abweichungen nach oben (besserer Austausch) und unten (schlechterer Austausch). Die blauen Punkte zeigen eine Autobahn als Barriere zwischen den Rotwildgebieten an.

**Konkrete Hinweise auf Inzuchtdepressionen im Gebiet**

Im Dezember 2018 wurde im Rotwildgebiet Wattenberg-Weidelsburg ein Kalb mit Unterkieferverkürzung (*Brachygnathia inferior*) erlegt (Abb. 10). Damit tritt ein, für ein extrem isoliertes Gebiet in Schleswig-Holstein bereits bekanntes, detailliert beschriebenes (Zachos et al., 2007), mit Inzucht assoziiertes Phänomen beim Rotwild erstmals auch in einem hessischen Rotwildgebiet auf. Das Phänomen wird vermutlich komplex vererbt, mit Beteiligung rezessiver Faktoren. Daher können sich solche Gene grundsätzlich zunächst weit in den Populationen verbreiten, bis zum ersten Mal reinerbige Tiere geboren werden, die den Defekt ausprägen. Tatsächlich konnte bei dem betroffenen Kalb ein insgesamt und auch für das Gebiet Wattenberg-Weidelsburg extrem hoher Inzuchtgrad nachgewiesen werden (Abb. 11). Der Befund der *Brachygnathie* weist darauf hin, dass Semiletal- und Letalgene auch in den hessischen Rotwildgebieten bereits weit verbreitet sein dürften. Individuen mit ähnlich hohem Inzuchtgrad wie das betroffene Kalb existieren auch in den übrigen hessischen Populationen, mit Ausnahme des Hinterlandswaldes (Abb. 12).

Abb. 10: *Brachygnathia inferior* bei einem in Wattenberg-Weidelsburg erlegten Rotwildkalb (Foto: Arnold Weiß, RHG Wattenberg-Weidelsburg).

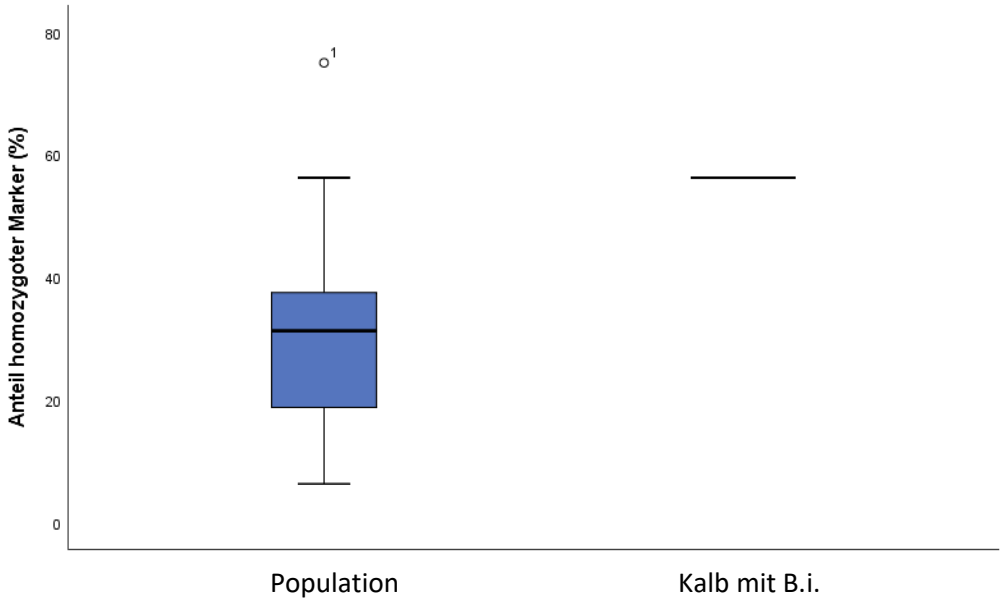



Abb. 11: Inzuchtgrad des Kalbs mit Brachygnathie (B.i., rechts) im Vergleich mit der Gesamtpopulation Wattenberg-Weidelsburg (links).

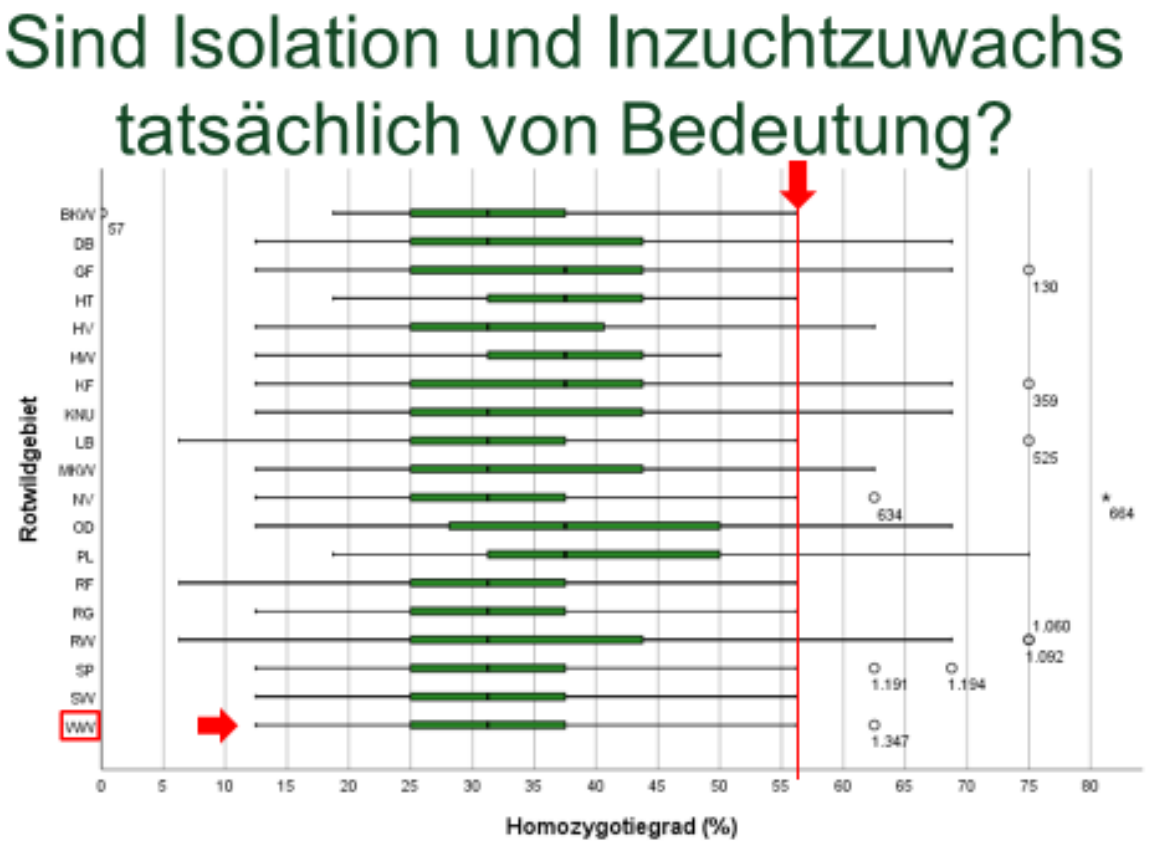



Abb. 11: Homozygotiegrad der Einzeltiere in den Rotwildgebieten. Die rote Markierung der X-Achse zeigt das Gebiet Wattenberg-Weidelsburg, in dem die Missbildung entdeckt wurde. Die rote Markierung der Y-Achse zeigt den Homozygotiegrad des missgebildeten Kalbes. Bezeichnung der Rotwildgebiete siehe Seite 4.

## Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die alleinige Existenz einer Tierpopulation vermag nichts über die Chancen für deren langfristigen Erhalt auszusagen und ein nachhaltiger Schutz der Biodiversität kann nur auf Basis populationsgenetisch intakter Populationen gelingen, deren genetische Vielfalt die Anpassung an Umweltveränderungen absichert, die Dominanz ungünstiger Genvarianten (Subletal- und Letalgene) verhindert und damit die Fitness der Population erhält. Das gilt auch für das größte hessische Säugetier, den Rothirsch. Oberflächlich betrachtet zeigen sich Rothirsche in Hessen weit verbreitet. Die vorliegende Studie sollte untersuchen, ob die in den ausgewiesenen Rotwildgebieten lebenden Populationen Anzeichen an genetischer Verarmung aufweisen, die aufgrund

der Verinselung ihrer Lebensräume zu befürchten sind und inwieweit die Gebiete noch in genetischem Austausch miteinander stehen. Die Studie wurde finanziert und unterstützt vom Hessischen Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz aus Mitteln der Jagdabgabe, von den Rotwildhegegemeinschaften und vom Landesjagdverband Hessen, mit insgesamt 1330 Proben aus allen hessischen Rotwildgebieten am Klinikum Veterinärmedizin/Arbeitskreis Wildbiologie (AG Reiner) durchgeführt. Die genetische Variabilität der Teilpopulationen wurde mit Hilfe molekulargenetischer Methoden auf Basis von Mikrosatelliten-Analysen dargestellt. Die verwendeten Genmarker sind für die vorliegende Fragestellung als besonders geeignet anzusehen. Die populationsgenetischen Rohdaten wurden mittels Bayes‘scher Algorithmen verarbeitet. Folgende Ergebnisse wurden erzielt:

A) Es zeigen sich erhebliche Abweichungen zwischen den hessischen Rotwildgebieten. Spessart, Reinhardswald, Taunus, Meißner-Kaufunger Wald, Seulingswald und Burgwald-Kellerwald zeigen überdurchschnittlich gute populationsgenetische Kennwerte und die geringsten Inzuchtgrade. Für die Gebiete Krofdorfer Forst, Nördlicher Vogelsberg, Platte und Wattenberg-Weidelsburg ist ein überdurchschnittlicher Inzuchtzuwachs festzustellen, der hochgerechnet auf die nächsten 10 Jahre einen erheblichen Verlust an Vitalität erwarten lässt, wenn die Situation der Populationen nicht verbessert wird.

B) Der Krofdorfer Forst und Wattenberg-Weidelsburg zeigen eine weitgehende, der Knüll westlich der A7 sowie bezogen auf die übrigen hessischen Gebiete, der Odenwald und der Reinhardswald eine absolute Isolation.

C) Die Autobahnen A45, A5, A7, A44 und A49 führen zur Substrukturierung der hessischen Rotwildpopulationen. Über diese Barrieren hinweg ist aktuell kein adäquater genetischer Austausch mehr zu erkennen, obwohl …

D) … Spuren einer (historischen) Vernetzung zwischen den Populationen eindeutig nachweisbar sind.

E) Andere Gebiete lassen noch immer Möglichkeiten auf aktuellen genetischen Austausch erkennen. Diese bestehenden Verbindungen sollten genutzt werden, um den Austausch zu fördern und die genetische Diversität in den Gebieten zu verbessern. Insofern ist die bestehende Struktur der Rotwildgebiete zu hinterfragen.

Das gilt insbesondere für die Gebiete:

- Taunus, Platte, Hinterlandswald (Gencluster 1)
- Nördlicher und Hoher Vogelsberg, Spessart, Gieseler Forst, Seulingswald (Gencluster 4 und 11)
- Rothaargebirge, Lahn- und Dill-Bergland, Burgwald-Kellerwald, mit Ausläufern zum Krofdorfer Forst und ins Gebiet Wattenberg-Weidelsburg (Gencluster 7 und 11)
- Meißner-Kaufunger Wald und Riedforst (Gencluster 12)

F) Der Austausch zwischen Rotwildgebieten ist in den meisten Fällen richtungsabhängig; das weist auf die Bedeutung von Leitstrukturen hin.

G) Das Auftreten von *Brachygnathia inferior* (Unterkieferverkürzung) beim Rotwild in Wattenberg-Weidelsburg muss analog zu etablierten Fällen in einem kleinen, verinselten Rotwildgebiet in Schleswig-Holstein, als erster Hinweis auf eine anlaufende, dramatische Inzuchtdepression gewertet werden, die den Fortbestand einer gesunden Population gefährdet. In dem betroffenen Kalb konnten aufgrund des hohen Inzuchtgrades Defektgene in reinerbiger Form zusammen kommen. Daraus muss gefolgert werden, dass solche Gene bereits in erheblichem Ausmaß in der Population vorhanden sind. Das betroffene Tier weist im Vergleich zu den übrigen Population sowie zur Population im Gebiet Wattenberg-Weidelsburg einen ausgesprochen hohen Inzuchtgrad auf. Tiere mit ähnlich hohem Inzuchtgrad treten auch in den übrigen Rotwildgebieten auf.

Taunus, Platte und Hinterlandswald sind zwar deutlich von Zersiedlung betroffen und werden auch durch die A3 gequert, dennoch kann zwischen diesen Gebieten ein Austausch festgestellt werden. Hingegen zeigt sich die Verbindung zum nahe gelegenen Krofdorfer Forst und zur gesamten nordwestlichen Region mit Lahn-Dill-Bergland, Rothaargebirge und Burgwald-Kellerwald als absolut unterbrochen. Hier fehlen Querungshilfen an der A45. Die Verbindung des Nordwestens zum Reinhardswald ist durch die A44, zum Riedforst durch die A7 und zum Knüll insbesondere durch die rotwildfreien Gebiete blockiert. Austausch mit dem Vogelsberg und den Gebieten im Südosten werden durch die A5 effizient unterbunden. Eine Grünbrücke über die A5, beispielsweise bei Stadtallendorf, zwischen Gießen und

Alsfeld, wie sie vom Landesjagdverband seit Jahrzehnten gefordert wird, muss so schnell wie möglich umgesetzt werden. Auch beim Ausbau der A49 ist die Berücksichtigung von Querungsmöglichkeiten essentiell, um überhaupt eine Auflockerung der Isolation zu ermöglichen. Wo Grünbrücken vorhanden sind, da zeigen diese auch Wirkung. So zeigt sich eine innige Verbindung zwischen Meißner-Kaufunger Wald und Riedforst, weil die A44 gequert werden kann. Auch die Brücken bei Marbach über die A4 und bei Fulda über die A7 spielen eine wichtige Rolle für den festgestellten Austausch im Seulingswald sowie zwischen Seulingswald und der südöstlichen Region mit Vogelsberg, Gieseler Forst und Spessart. Die Verbindung zum Spessart dürfte über die hohen, bewaldeten Talbrücken über die A66 umgesetzt sein. Eine Querung durch das Rhein-Main-Gebiet scheint eher aussichtslos. Auch die A45 in Kombination mit der Wetterau zu überbrücken dürfte ein kaum lösbares Unterfangen darstellen.

Wattenberg-Weidelsburg ist vom Reinhardswald durch die A44 absolut getrennt. Hierdurch gehen wertvolle Genvarianten zur Inzuchtvermeidung verloren. Eine geplante Brücke über die A44 bei Zierenberg zu verwirklichen ist von hoher Priorität. Auch der Austausch mit dem Burgwald-Kellerwald und dem Rothaargebirge findet nur noch marginal statt. Hierfür sind aber keine Autobahnen verantwortlich zu machen, sondern zumindest teilweise das Management in den rotwildfreien Regionen zwischen diesen Gebieten. Ähnliches gilt für die Autobahn-freien Bereiche zwischen Krofdorfer Forst und Lahn-Dill-Bergland. In all diesen Regionen müssen wandernde junge Hirsche dringend die Möglichkeit zum Genaustausch erhalten – und zwar ohne Einschränkung. Reinhardswald und Odenwald fallen als Genimporteure für Hessen weg, weil sie nach Norden (Odenwald) bzw. Süden (Reinhardswald) absolut isoliert sind.

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die Verinselung der hessischen Rotwildgebiete bereits zu erheblichen populationsgenetischen Konsequenzen geführt hat. So werden die hessischen Populationen in vier größere Subpopulationen aufgeteilt, die in hohem Maße voneinander isoliert sind. Innerhalb der vier Subpopulationen besteht noch immer ein gewisser Austausch, der durch Anpassung der bestehenden Rotwildgebiete an die natürlichen Gegebenheiten gefördert werden

sollte, um die absolute Isolation von Einzelgebieten zu verhindern und bereits stark isolierte Gebiete, wie den Krofdorfer Forst, den Knüll, den Reinhardswald und den Spessart wieder stärker zu integrieren. Hierzu müssen Maßnahmen ergriffen werden, wie die Einrichtung weiterer Wildbrücken, eine großräumige Lebensraumvernetzung und die Schonung junger, wandernder Rothirsche in den Rotwild-freien Gebieten. Die stärksten Engpässe ergaben sich für die Bereiche der A45 zwischen Krofdorfer Forst und Taunus sowie für den gesamten mittelhessischen Bereich durch die A5 und die A7. Eine bestehende Verbindung über die Rheinlandpfälzischen und Nordrhein-Westfälischen Anteile der A45 kann aktuell nicht mehr nachgewiesen werden. Kritisch ist auch die Abschottung des Reinhardswaldes durch die A44, die A49 und die A7 sowie die Abschottung des westlichen Knüllgebirges durch die A7.

Die konzeptionelle Umsetzung ist eine vorrangig politische Aufgabe, die sich auch aufgrund internationaler Verträge und Verpflichtungen ableitet. So regelt die Berner Konvention von 1979 die Erhaltung der europäischen wildwachsenden Pflanzen und Tiere und die UNO Konferenz in Rio 1992 verpflichtet völkerrechtlich verbindlich den Schutz der Biodiversität. Zudem fordert das Bundesnaturschutzgesetz in § 21 die Biotopvernetzung in einem Biotopverbundsystem zur dauerhaften Sicherung von Populationen. Der nachgewiesenen Isolation und genetischen Verarmung ist zwingend Einhalt zu gebieten.

Derzeit werden die meisten Autobahnbrücken in Hessen für hunderte Millionen Euro saniert und weitere Neubau-Abschnitte z.B. A44 und A49 stehen direkt bevor. Einen kleinen Anteil der Kosten für Grünbrücken auszugeben, die den jungen männlichen Hirschen ermöglicht, ihrem Instinkt zu folgen und die genetische Vielfalt und Fitness ihrer Art zu erhalten, sollte uns unser größtes heimisches Landsäugetier und all die nachfolgenden Wildtiere vom Schmetterling bis zum Luchs Wert sein. Doch jede Grünbrücke nützt nur, wenn die jungen Rothirsche, die sie passieren, danach auch freies Geleit bis zum nächsten Rotwildgebiet erhalten. Dabei muss sicherlich unterschieden werden zwischen dauerhaften Rothirsch-Ansammlungen in Rotwild-freien Gebieten, die entweder zum Abschuss freigegeben werden, oder in das Rotwildgebiet integriert werden könnten, und den lediglich durchziehenden Hirschen. Besonders wichtig sind die 3 bis 5-jährigen. Die älteren Hirsche wandern weniger, weil sie bereits angestammte Brunftgebiete besitzen, die jüngeren, weil sie noch mit dem Mutterrudel verbunden sind. Die beobachteten Inzuchtprobleme und Isolation

sind trotz zeitweiser Schonzeiten entstanden. Dieses Verfahren hat damit offensichtlich nicht zur Problemvermeidung beigetragen, weil die Hauptwanderaktivität und die Freigabe mit der Brunftzeit zusammenfallen.

Gießen, den 01.05.2019

(Prof. Dr. Dr. habil. Gerald Reiner)

**Literatur:**

Allendorf, F.W., Luikart, G., Aitken, S.N., 2013: Conservation and the Genetics of Populations. Wiley-Blackwell.

Anderson, E. C., Thompson, E. A., 2002: A model-based method for identifying species hybrids using multilocus genetic data. Genetics. 160: 1217–1229.

Darwin, C., 1896: The Variation of Animals and Plants under Domestication. Vol. II, D. Appleton & Co, New York, p 99.

Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., 2000: Emerging infectious diseases of wildlife – threats to biodiversity and human health. Science 287: 443-449.

Do, C., Waples, R.S., Peel, D., Macbeth, G.M., Tillett, B.J., and Ovenden, J.R., 2014. NeEstimator v2: re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size ($N_e$) from genetic data. Mol. Ecol. Resour. 14: 209–214.

Fisher, R.A., 1930: The genetical theory of natural selection. Clarendon Press, Oxford.

Frankel, O.H., Soule, M.E., 1981: Conservation and Evolution. Cambridge University Press, Cambridge.

Heber, S.O.L., Briskie, J.V., 2010: Population bottlenecks and increased hatching failure in endangered birds. Conservation Biology 24: 1674-1678.

Ingvarsson, P.K., 2001: Restoration of genetic variation lost – the genetic rescue hypothesis. Trends Ecol. Evol. 16: 62-63.

Kalinowski, S.T., Taper, M.L., and Marshall, T.C., 2007. Revising how the computer program cervus accommodates genotyping error increases success in paternity assignment: CERVUS LIKELIHOOD MODEL. Mol. Ecol. 16: 1099–1106.

Mantel, N., 1967: The detection of disease clustering and a generalized regression approach. Cancer Research. 27: 209-220.

Mc Neely, J.A. et al., 1990: Conserving the world´s biological diversity. IUCN, World Resources Institute, Conservation International, WWF-US and the World Bank, Washington DC.

Mendel, G., 1865: Versuche über Pflanzen-Hybriden. Verhandlungen des naturforschenden Vereins in Brünn 4: 3-57.

Miller, M.P., 2005: Alleles in Space (AIS): Computer software for the joint analysis of individual spatial genetic information. J. Heredity. 96: 722-724.

O´Brien, S.J., Evermann, J.E., 1988: Interactive influence of infectious disease and genetic diversity in natural populations. Trends Ecol. Evol. 3: 254-259.

Pritchard, J.K., Stephens, M., Donelly, P., 2000: Inference of population structure using multilocus genotype data. Genetics. 155: 945–959.

Ralls, K., Brugger, K., Ballou, J., 1979: Inbreeding and juvenile mortality in small populations of ungulates. Science 206: 1101-1103.

Ralls, K., Ballou, J., 1983: Extinction: lessons from zoos. In: Schoenwald-Cox, C., Chambers, S., MacBryde, B., Thomas, I., eds. Genetics and Conservation. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA, USA.

Willems, H., Welte, J., Hecht, W., Reiner, G. 2016: Temporal variation of the genetic diversity of a German red deer population between 1960 until 2012. Eur. J. Wildl. Res. 62, 277-284.

Zachos, F.E., Althoff, C., von Steynitz, Y., Eckert, I., Hartl, G.B., 2007: Genetic analysis of an isolated red deer (Cervus elaphus) population showing signs of inbreeding depression. Eur J Wildl Res. 53: 61-67.